



# Tecnología y Ciencias del Agua

ISSN 2007-2422

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

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



Foto: Víctor Manuel Pineda Blancarte

## Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña  
*Director general del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Editor en Jefe**

-

**Editor en Agua y Energía**

-

**Editora en Calidad del Agua**

Dra. Julia Elena Prince Flores

*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México*

**Editor en Ciencias Hidroagrícolas**

Dr. Jaime Garatza Payán

*Instituto Tecnológico de Sonora, México*

**Editora en Ciencias Políticas y Sociales**

Dra. Leticia Merino Pérez

*Universidad Nacional Autónoma de México, México*

**Editor en Gestión del Agua**

Dra. Julia Urquijo Reguera

*Universidad Politécnica de Madrid, España*

**Editor en Hidráulica**

Dr. Patricio Catalán

*Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile*

**Editor en Hidrología**

Dr. Agustín Breña Naranjo

*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México*

**Editor en Innovación Científica y Tecnológica**

Dr. Salvador Peña Haro

*Photrack AG, Suiza*

**Secretario Técnico**

Mtro. Alberto Rojas Rueda

*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México*

**Coordinación editorial y cuidado de edición**

Lic. Helena Rivas López

*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Seguimiento del proceso de arbitraje:** Josefía Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios • **Marcación XML:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez •

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

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. 10, núm. 3, mayo-junio de 2019, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200.

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

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

## Artículos

- El empleo de cimacios tipo WES y elípticos en vertedores tipo laberinto, parte 1  
Rafael Pardo-Gómez  
Susel Lobaina-Fernández
- Fundamentos, Obstáculos y Retos de la Participación Pública en la Gestión del Agua en México  
Mariana Villada-Canela  
Nain Martínez-Segura  
Luis Walter Daesslé  
Leopoldo Mendoza-Espinosa
- Aplicabilidad del modelo SWASH para la propagación y el rebase del oleaje en muro vertical  
Luis Córdova  
Ronnie Torres  
Mariano Buccino
- Modelación Física de Erosión en Estructuras de Baja Altura con Saltos Esquí  
Matías Eder  
Gerardo Hillman  
Leticia Tarrab  
Mariana Pagot  
Andrés Rodríguez
- Tipificación de los acuíferos del campo Mina, Nuevo León, utilizando sistemas de información geográfica  
Hipólito Villanueva-Hernández  
Rodrigo Tovar-Cabañas  
Rocío Vargas-Castilleja
- La percepción social de la calidad y gestión del agua potable en el Municipio de Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador  
Ana Silvia Ortiz Gómez  
Juan Felipe Nuñez Espinoza  
Walter Gerardo Mejía Castillo
- Análisis del uso del agua del acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua, México  
Ana Laura Santos-Hernández  
Enrique Palacios-Velez  
Enrique Mejia-Saenz  
Jaime Arturo Matus-Gardea  
Arturo Galvis-Spindola  
David Vásquez-Soto  
Roberto Ascencio-Hernández  
Salvador Agustín Peña-Díaz

## Articles

- The employment of ogees tipe Wes and elliptical i n spillways type labyrinth, part 1*  
Rafael Pardo-Gómez  
Susel Lobaina-Fernández 1
- Fundamentals, Obstacles and Challenges of Public Participation in Water Management in Mexico*  
Mariana Villada-Canela  
Nain Martínez-Segura  
Luis Walter Daesslé  
Leopoldo Mendoza-Espinosa 12
- Applicability of SWASH model for wave transformation and wave overtopping on vertical seawall*  
Luis Córdova  
Ronnie Torres  
Mariano Buccino 47
- Physical Modeling of Erosion in Low Height Structures with Ski Jumps*  
Matías Eder  
Gerardo Hillman  
Leticia Tarrab  
Mariana Pagot  
Andrés Rodríguez 70
- Classification of aquifers in the Mina field, Nuevo Leon, using geographic information systems*  
Hipólito Villanueva-Hernández  
Rodrigo Tovar-Cabañas  
Rocío Vargas-Castilleja 96
- The social perception of the quality and management of drinking water in the Municipality of Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador*  
Ana Silvia Ortiz Gómez  
Juan Felipe Nuñez Espinoza  
Walter Gerardo Mejía Castillo 124
- Water use analysis in the Cuauhtemoc Aquifer, Chihuahua, Mexico*  
Ana Laura Santos-Hernández  
Enrique Palacios-Velez  
Enrique Mejia-Saenz  
Jaime Arturo Matus-Gardea  
Arturo Galvis-Spindola  
David Vásquez-Soto  
Roberto Ascencio-Hernández  
Salvador Agustín Peña-Díaz 156



## Contenido

Investigación Experimental y Analítica de los Efectos de las Células Secundarias Actuales en las Características del salto Hidráulico en Canales Trapezoidales  
Bahador Fatehi Nobarian  
Hooman Hajikandi  
Yousef Hassanzadeh  
Saeed Jamali

Buscando la eficiencia financiera en pequeños sistemas de agua potable. Una propuesta metodológica  
Emmanuel Galindo Escamilla

### Notas

Variabilidad climática y eventos extremos en la cuenca del río Zanatenco, Chiapas  
José Luis Arellano Monterrosas  
Laura Elena Ruiz Meza

Estimación de la disponibilidad hídrica en la cuenca del lago de Zirahuén  
Mauricio José Ríos  
Victor Prado Hernández  
Alejandro Romero Bautista  
Delfino Reyes López  
Fermín Pascual Ramírez



## Contents

*Experimental and Analytical Investigation of Secondary Current Cells Effects on Hydraulic Jump Characteristics in Trapezoidal Channels*  
Bahador Fatehi Nobarian  
Hooman Hajikandi  
Yousef Hassanzadeh  
Saeed Jamali  
190

*Looking for financial efficiency in small potable water systems. A methodological proposal*  
Emmanuel Galindo Escamilla  
219

### Notes

*Climate variability and extreme events in the Zanatenco river basin, Chiapas*  
José Luis Arellano Monterrosas  
Laura Elena Ruiz Meza  
249

*Modeling water availability in Zirahuén Lake Basin*  
Mauricio José Ríos  
Victor Prado Hernández  
Alejandro Romero Bautista  
Delfino Reyes López  
Fermín Pascual Ramírez  
275

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-01

Artículos

## **El empleo de cimacios tipo WES y elípticos en vertedores tipo laberinto. Parte I**

## **The employment of ogees type WES and elliptical in spillways type labyrinth. Part I**

Rafael Pardo-Gómez<sup>1</sup>

Susel Lobaina-Fernández<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Hidráulicas, CIH, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba, [rpardo@cih.cujae.edu.cu](mailto:rpardo@cih.cujae.edu.cu)

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones Hidráulicas, CIH, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba, [susel@cih.cujae.edu.cu](mailto:susel@cih.cujae.edu.cu)

Autor para correspondencia: Rafael Pardo-Gómez,  
[rpardo@cih.cujae.edu.cu](mailto:rpardo@cih.cujae.edu.cu)

### **Resumen**

Los vertedores tipo laberinto son relativamente novedosos, pues su empleo comenzó a mediados del pasado siglo, siendo la década de 1990 y comienzos del presente siglo cuando se han desarrollado la mayor cantidad de investigaciones a escala de laboratorio. En el presente trabajo se muestran los resultados de investigaciones experimentales dirigidas a valorar las posibilidades del empleo de cimacios tipo WES o elípticos en ese tipo de estructuras, dadas sus ventajas en cuanto al coeficiente de gasto, en comparación con otros tipos de estructuras. Se presentan los resultados de estudios a escala de laboratorio en modelo bidimensional relativos al truncado de ambas estructuras para su empleo en los aliviaderos de laberinto.

**Palabras clave:** vertedores de laberinto, tipos de cresta del vertedor, cimacios WES, cimacios elípticos, truncado del cimacio, vertimiento con lámina ventilada, vertimiento con lámina sin ventilar.

## Abstract

Labyrinth type weirs are relatively new as their employment started by the middle of the past century. The nineties decade and beginning of the present century have witnessed a great deal of laboratory scale research about this type of weirs. In the present work experimental research results are shown to evaluate the possibilities of employing type WES or elliptic ogees within the labyrinth type weirs given the advantage of a better discharge coefficient as related to other ogee types. Results from two dimensional laboratory scale models are presented relative to truncating both structures in order to allow their use in labyrinth spillways.

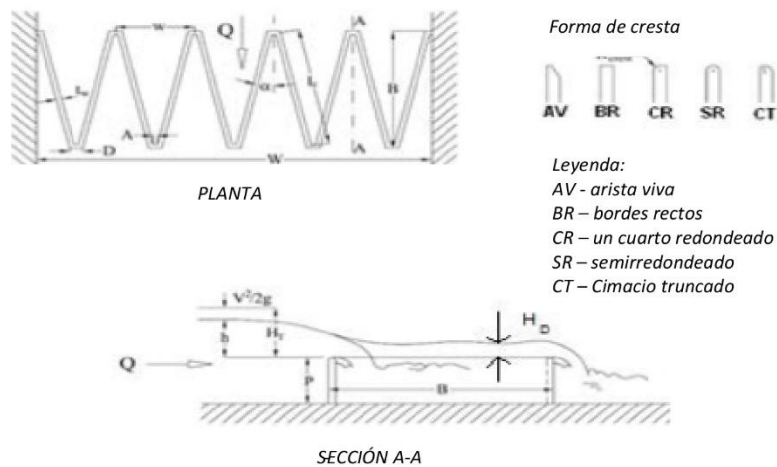
**Keywords:** Labyrinth weirs, weir crest types, WES ogees, elliptic ogees, truncated ogees, weir with ventilated sheet, weir with non-ventilated sheet.

Recibido: 08/09/2017

Aceptado: 19/09/2018

## Introducción

Los vertedores tipo laberinto son particularmente atractivos cuando se desea recrear un embalse (Iñiguez-Covarrubias, Ojeda-Bustamante, & Díaz-Delgado, 2015), pues por su configuración cuentan con una gran longitud vertedora, en comparación con cualquier otro tipo de vertedor (Crookston & Tullis, 2012) para un mismo ancho de banda de terreno utilizada (Lobaina-Fernández, Pardo-Gómez, & Alegret-Breña, 2016). En la Figura 1 se presenta un esquema en el que se indican las variables hidráulicas y geométricas de este tipo de estructuras.



**Figura 1.** Esquema de un vertedor tipo laberinto (Crookston & Tullis, 2012).

En esa misma figura se pueden apreciar los tipos de crestas vertedoras que hasta el presente han sido empleadas en tales estructuras, siendo en específico las crestas tipo semirredondeadas y un cuarto redondeadas las de uso más frecuente y, en consecuencia, las más estudiadas. Es oportuno destacar que entre las crestas mostradas están las descritas como "cimacio truncado", pero es muy importante considerar que en la literatura sólo se recoge un caso de investigación sistemática llevada a cabo a escala de laboratorio (Magalhães & Lorena, 1989), pero que presenta pobres resultados y, en opinión de los autores del presente trabajo, con un enfoque inadecuado en el procesamiento de los resultados experimentales, que vuelve poco atractivo ese tipo de crestas vertedoras.

El empleo de cimacios WES o elípticos en vertedores tipo laberinto resulta atractiva por su mejor coeficiente de gasto, pero tiene como inconveniente que la robustez o ancho del cimacio en su base limita su uso en esos vertedores; por ello, se valora la conveniencia de truncar esos tipos de cimacios, para así posibilitar su uso.

A partir de las consideraciones expresadas en el párrafo anterior y tomando en cuenta que los cimacios tipo WES y los elípticos presentan coeficientes de gasto de valores mayores a otros tipos de vertedores, en el laboratorio de modelos físicos del Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH) de la Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría" (CUJAE) se ha comenzado una serie de experimentos para analizar la conveniencia del empleo de los referidos cimacios en los vertedores tipo laberinto.

El primer estudio experimental consistió en identificar la influencia del truncado en esos tipos de cimacios en el valor de sus respectivos coeficientes de gasto. Los resultados se muestran a continuación.

## Detalles de la instalación del laboratorio

Se empleó un canal rectangular, con una longitud total de 20.2 m, longitud de trabajo de 19.6 m, ancho de 0.60 m, altura de 1.1 m, alimentado con un sistema de tuberías, que parte de un tanque de carga constante. En el extremo de aguas arriba del canal se dispone de un vertedor de aforo tipo triangular para las mediciones del caudal. En la Figuras 2, Figura 3 y Figura 4 se muestran detalles de la instalación.



**Figura 2.** Cimacio elíptico impermeabilizado.



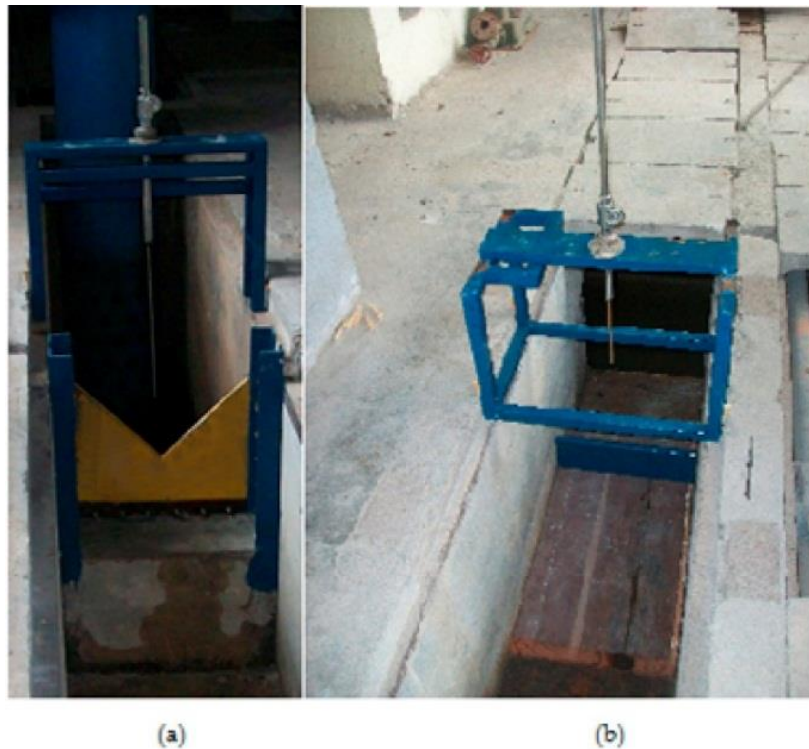
**Figura 3.** Vertedor de aforo visto desde aguas abajo.



**Figura 4.** Tranquilizadores de flujo aguas abajo de la descarga del vertedor de aforo.

Para las mediciones de la carga hidráulica tanto sobre el vertedor de aforo como sobre el cimacio objeto de estudio se emplearon miras

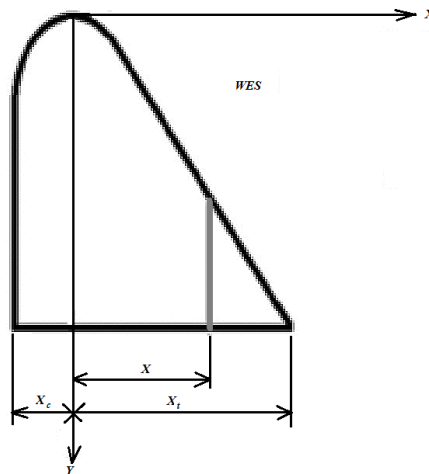
hidráulicas de precisión  $\pm 0.1$  mm. Se muestra imágenes de las mismas y sus ubicaciones en la Figura 5.



**Figura 5.** Miras hidráulicas en el vertedor de aforo (a) y sobre el cimacio truncado (b).

## **Procedimiento de trabajo para analizar el efecto del truncado sobre el coeficiente de gasto**

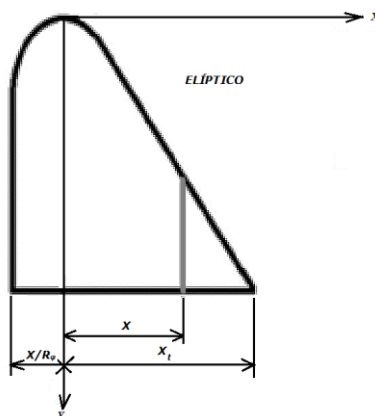
Se describe este procedimiento de truncado del cimacio WES con el auxilio de la Figura 6.



**Figura 6.** Variables en el troncado del cimacio WES.

El troncado se realizó con base en la relación  $X/X_t$ , comenzando en 0.8, siendo  $X$  la dimensión horizontal desde la cresta a la sección de troncado y  $X_t$  la dimensión en el mismo sentido de la base del cimacio sin truncar y llegando hasta 0.1. Así, por ejemplo,  $X/X_t = 0.8$  significa que midiendo horizontalmente desde la cresta del cimacio hacia aguas abajo queda un 80% de cimacio después de haber sido troncada su porción final en un 20%. Para cada grado de troncado se hicieron las mediciones correspondientes de carga y caudal, obteniéndose la curva de capacidad de servicio y se compararon con las de  $X/X_t = 1$  (cimacio completo, no troncado); de esa forma se pudo determinar el momento donde se comienza a afectar la curva de capacidad de servicio debido al troncado. En los ensayos realizados,  $X_c$  será igual a 2.01 cm.

De igual forma se procedió para el cimacio elíptico, resultando lo que se indica en la Figura 7, en la cual  $X/R_\phi = 1.38$  cm.



**Figura 7.** Variables en el truncado del cimacio elíptico.

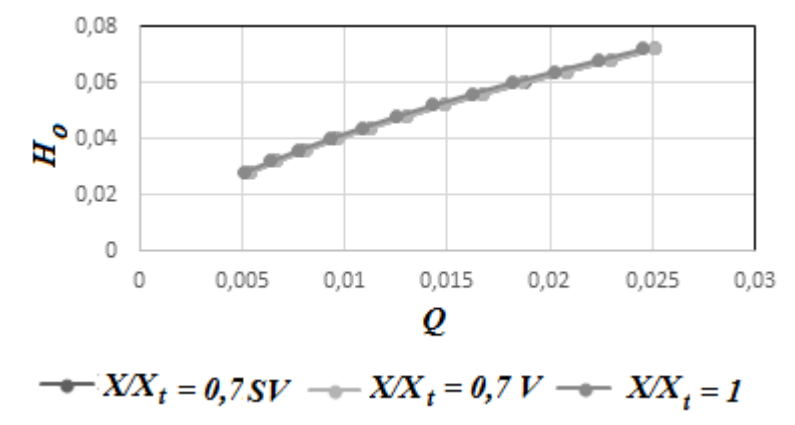
Para considerar la posible influencia de la ventilación de la lámina vertiente, en todos los casos de truncado para los dos tipos de cimacios se hicieron dos estudios: uno con lámina vertiente ventilada y otro sin ventilación. A los fines de la ventilación se colocaban dos mangueras de 6 mm de diámetro cada, en la forma que se muestra en la Figura 8.



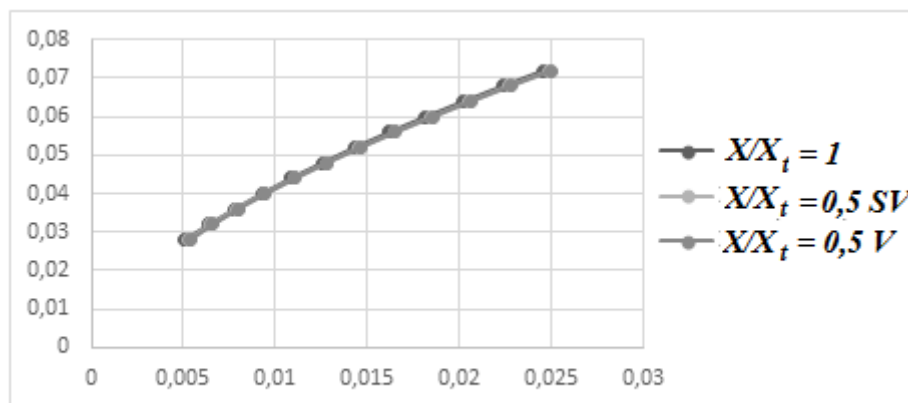
**Figura 8.** Cimacio ventilado mediante mangueras.

## Resultados experimentales

Siguiendo el procedimiento arriba descrito fue posible obtener para cada grado de truncado del cimacio un gráfico en el que se muestran tres curvas de capacidad de servicio: una para el cimacio sin truncado, una segunda para el cimacio truncado y lámina ventilada, y una tercera para cimacio truncado y lámina sin ventilar. En la Figura 9 y Figura 10 se muestran dos ejemplos correspondientes a cimacios WES y elíptico, respectivamente (Carralero, 2016).



**Figura 9.** Comparación entre la curva inicial y el truncado a  $X/X_t = 0.7$ , ventilado (V) y sin ventilar (SV) de un cimacio WES.



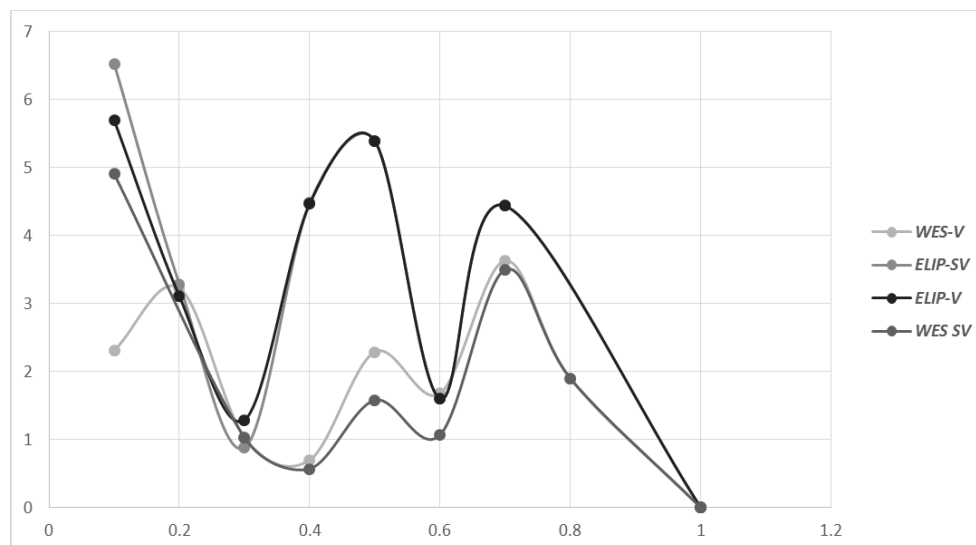
**Figura 10.** Comparación entre la curva inicial y el truncado a  $X/X_t = 0.5$ , ventilado y sin ventilar de un cimacio elíptico.

Obsérvese para el cimacio WES cómo hay total coincidencia de las curvas de capacidad de servicio del cimacio sin truncar y la correspondiente al cimacio truncado sin ventilar, mientras que se aprecia ligera diferencia cuando el cimacio truncado es ventilado; para el cimacio elíptico, las curvas correspondientes a lámina ventilada y lámina sin ventilar coinciden y están muy próximas a la correspondiente al cimacio sin truncar.

Con el fin de no hacer muy extenso este trabajo se obvia la presentación de cada nivel de truncado y se pasa a una comparación resumen que se muestra en la Tabla 1 y la Figura 11.

**Tabla 1.** Resumen de las diferencias porcentuales en cimacios WES y elípticos en cada uno de los truncados.

|         | WES                                |      | Elípticos                          |      |
|---------|------------------------------------|------|------------------------------------|------|
|         | SV                                 | V    | SV                                 | V    |
| $X/X_t$ | Dif media (%) truncado/sin truncar |      | Dif media (%) truncado/sin truncar |      |
| 1       | 0                                  | 0    | 0                                  | 0    |
| 0.8     | 1.9                                | 1.9  |                                    |      |
| 0.7     | 3.5                                | 3.63 | 4.44                               | 4.44 |
| 0.6     | 1.07                               | 1.68 | 1.6                                | 1.6  |
| 0.5     | 1.58                               | 2.29 | 5.39                               | 5.39 |
| 0.4     | 0.57                               | 0.7  | 4.48                               | 4.47 |
| 0.3     | 1.03                               | 1.03 | 0.88                               | 1.29 |
| 0.2     |                                    | 3.23 | 3.29                               | 3.11 |
| 0.1     | 4.91                               | 2.31 | 6.53                               | 5.7  |



**Figura 11.** Comparación entre las curvas de las diferencias porcentuales.

De la interpretación de la Tabla 1 se puede concluir:

1. Los cimacios WES admiten grado de truncamiento hasta  $X/X_t = 0.2$  sin que se cometan diferencias porcentuales superiores a 3.7%.
2. Los cimacios elípticos admiten grado de truncamiento con diferencias porcentuales aceptables hasta  $X/X_t = 0.2$ , excepto para  $X/X_t = 0.5$ .

Las curvas de la Figura 11 demuestran que los cimacios elípticos sufren diferencias altas para los casos de cimacios truncados ventilados cuando hay alto nivel de truncado ( $X/X_t$  pequeños), lo cual es totalmente comprensible, pues con la ventilación se está provocando la ruptura del vacío propia de estos cimacios, lo que conlleva a una caída de los valores del coeficiente de gasto; mientras que los cimacios WES y elípticos sin ventilar prácticamente coinciden en sus resultados hasta  $X/X_t = 0.3$  y con poca diferencia para  $X/X_t = 0.2$ .

## Agradecimientos

Los autores del presente trabajo desean expresar su agradecimiento al estudiante de quinto año de la Carrera de Ingeniería Hidráulica de la Universidad Tecnológica de La Habana, Israel Carralero Hernández, que con su dedicación en su tesis de grado en 2016 logró realizar los trabajos experimentales que posibilitaron los resultados que aquí se presentan.

## Referencias

- Carralero, I. (2016). *Influencia del truncado en la capacidad de evacuación de cimacios tipo PPsV y PPcV* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana, Cuba.
- Crookston B. M. and Tullis B. P. (2012a). "Labyrinth Weirs: Nappe Interference and Local Submergence." *Journal of Irrigation & Drainage Engineering*, Vol. 138, No. 8, pp.757-765, ISSN: 0733-9437, ASCE, USA.
- Iñiguez-Covarrubias, M., Ojeda-Bustamante, W., & Díaz-Delgado, C. (enero-febrero, 2015). Mejoras de eficiencia hidráulica en vertedores con canal de descarga libre en presas: propuesta metodológica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(1), 69-79.
- Lobaina-Fernández, S., Pardo-Gómez, R., & Alegret-Breña, E. (septiembre-diciembre, 2016). Vertedores de laberinto. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 37(3), 31-45.
- Magalhães, A., & Lorena, M. (1989). *Hydraulic design of labyrinth weirs* (Rep. No. 736). Lisbon, Portugal: National Laboratory of Civil Engineering.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-02

Articles

**Fundamentals, obstacles and challenges of public participation in water Management in Mexico**  
**Fundamentos, obstáculos y retos de la participación pública en la gestión del agua en México**

Mariana Villada-Canela<sup>1</sup>

Nain Martínez-Segura<sup>2</sup>

Luis Walter Daesslé<sup>3</sup>

Leopoldo Mendoza-Espinosa<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, Mexico, [mwilladac@uabc.edu.mx](mailto:mwilladac@uabc.edu.mx), <https://orcid.org/0000-0003-1282-3250>

<sup>2</sup>Department of Environmental Science, Policy & Management, University of California, Berkeley, USA, [nain.martinez@berkeley.edu](mailto:nain.martinez@berkeley.edu)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, Mexico, [walter@uabc.edu.mx](mailto:walter@uabc.edu.mx), <https://orcid.org/0000-0002-5608-9396>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, Mexico, [lmendoza@uabc.edu.mx](mailto:lmendoza@uabc.edu.mx), <https://orcid.org/0000-0002-7795-3665>

Correspondence author: Mariana Villada-Canela,  
[mwilladac@uabc.edu.mx](mailto:mwilladac@uabc.edu.mx)

**Abstract**

In the last three decades, Mexican water management policy has been reformed to include the participation of social actors in the decision-making process. Nonetheless, water governance receives intense criticism from those who consider that this participatory approach has

decreased the efficiency in decision-making and others who believe that public participation is not efficiently included. To clarify this debate, we identify the fundamentals, the obstacles, and the challenges of the public involvement in water management through a systematic review of the literature. We found that the restrictions of such involvement are most likely associated with: 1) characteristics and context of the participants; 2) different levels of information and power; 3) institutional arrangement and rules of the process; 4) the lack of resources to participate, and 5) the lack of motivation and political will. The most critical challenges are: a) decentralization; b) the combination of technical and non-technical knowledge; c) the strengthening of capacities for participation, and d) the influence of the government in the decision-making process. With these elements, we elaborate an analytical framework and come up with the recommendations to improve public participation in water management in Mexico.

**Keywords:** Decision-making, stakeholders, water governance, water resources, water policy.

## Resumen

En las últimas tres décadas, la política de la gestión del agua en México se ha reformado para incluir la participación de los actores sociales en el proceso de toma de decisiones. No obstante, la gobernanza del agua recibe fuertes críticas de parte de aquellos que consideran que este enfoque participativo ha disminuido la eficiencia de la toma de decisiones y otros que creen que la participación pública no se incluye de manera eficaz. Para aclarar este debate, identificamos las bases, los obstáculos y los desafíos de la participación pública en la gestión del agua mediante una revisión sistemática de la literatura. Encontramos que las restricciones de dicha participación probablemente están asociadas con: 1) características y contexto de los participantes; 2) diferentes niveles de información y poder; 3) arreglo institucional y reglas del proceso; 4) la falta de recursos para participar, y 5) la falta de motivación y voluntad política. Los desafíos más críticos son: a) la descentralización; b) la conjunción de conocimiento técnico y no técnico; c) el fortalecimiento de las capacidades para la participación, y d) la incidencia del gobierno la toma de decisiones. Con estos elementos

elaboramos un marco analítico y presentamos recomendaciones, a fin de mejorar la participación en la gestión del agua en México.

**Palabras clave:** toma de decisiones, actores clave, gobernanza del agua, recursos hídricos, política del agua.

Received: 22/05/2018

Accepted: 22/10/2018

## Introduction

Over the last thirty years, in Mexico there has been an increase in social conflict and movements related to some aspects about water (e. g. human rights, privatization and defence of public resources, democratic decision-making, access to information, environmental justice), which has generated different forms of social inclusion on water management, where public participation and legislative and administrative reforms are central (Castro, Kloster, & Torregrosa, 2004; Barkin, 2006; De Alba, 2007; Kloster & De Alba, 2007). In this article, we examine the scientific literature in Mexico related to water governance and management to point out the challenges, obstacles, and opportunities for institutionalized water public participation, to understand how this process works in practice and how to improve its implementation.

Accordingly, the Global Water Partnership proposed the Integrated Water Resources Management (IWRM) as an institutional alternative that promotes the participation of different stakeholders and institutions in government decision-making. This means a change in the traditional water management model characterized by government centralization to a decentralized model per basin as the critical element of water policy (GWP, 2000).

Mexico incorporated the IWRM as a response to the socioeconomic crisis in 1982. Water scarcity and pollution, deterioration and lack of water infrastructure lead to taking loans from the World Bank, the International Monetary Fund and the Inter-American Development Bank, which usually focus on economics, privatization models or the public and private sectors collaborations (Rolland & Cárdenas-Vega, 2010). Another possible reason is that an epistemic community mainly influenced the adoption of the IWRM approach through international events related to water, sponsored by strong international institutions and with the capacity to have efficient transnational communication for the dissemination of the model (Ruiz-Ortega, 2015).

Although the IWRM contemplate a new institutional design, decentralization and social inclusion, it has been a slow process that hinders establishing inter-institutional synergy and finding solutions that benefit the collective well-being, in accordance with the National Water Program 2014-2018 (DOF, 2014). The popularity of the IWRM lies in the fact that is an imprecise concept that allows some people to continue to do what they were doing in the past, but under another label to attract additional funds, or to obtain greater national and international acceptance and visibility. Then, it is hard to take into practice since participation is one of the different aspects in the IWRM model (Biswas, 2004).

During the last few decades, water management literature has been accumulating, but there is a mismatch between federal regulations and local situation, deficiencies in institutions and lack of agreement (Cotler, 2004). The management has been dominated by a technical vision of Mexico's National Water Commission (Conagua, for its acronym in Spanish) and the forums (community committees, councils, commissions and committees per basin, watershed or aquifer, irrigation districts and water user associations), recreate conflicts, are exclusionary or lack legitimacy, credibility, acknowledgement and communication amongst stakeholders (Castro *et al.*, 2004; Córdova-Bojórquez, 2005; Vargas & Mollard, 2005; Wester, Hoogesteger, & Vincent, 2009; Marañón, 2010; Hernández-Suárez, 2011; Aguilar-Barajas, Sisto, Magaña-Rueda, Ramírez, & Mahlke, 2016; Romero-Navarrete, 2016). Then, critics have diverted into the aspects of design or institutional arrangement and those related to putting it into practice

(Mussetta, 2009; Eakin, Eriksen, Eikeland, & Øyen, 2011; Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018).

Therefore, in this article we discuss the elements that facilitate or inhibit public participation in integrated water management. The objective is to argue that although public participation is necessary, convenient and even in some cases mandatory to improve decision making in IWRM, gives more credibility to institutions and reduces conflicts between stakeholders, in practice several obstacles preclude the possibilities for active public participation. This paper offers an analysis containing its fundamentals, challenges, and limitations and provides a guide to participation in integrated water management. The results may be relevant to provide insights of the experience in Mexico in the implementation of participatory processes.

## **The definition of public participation in water management**

Each country takes on the concept of IWRM differently. In the México's National Water Law (NWL), water management is a process sustained by principles, policies, acts, instruments, norms, assets, resources, rights, and attributions which, the State, water users and social organizations promote and implement: 1) sustainable development; 2) watershed control and management; 3) use and exploitation, regulation, and 4) water resources preservation and sustainability in quantity and quality (DOF, 2004, title I, article III, fraction XXVIII). In the 2004 NWL Rules, it is recognized to involve groups and individuals, by participating and being responsible for water-related activities.

The importance of participation in the IWRM, resides in the fact that: 1) it is a mechanism to incorporate different stakeholders in a more democratic decision-making, matching local experiences with technical knowledge in a watershed; and 2) it is a requirement to improve water

management at local level, adopting legitimate, consensual, informed and socially acceptable solutions and rules that promote their development and reduce conflict between stakeholders.

However, making participation practical is still problematic (Dourojeanni, 2004; Scott & Banister, 2008). Usually, public participation is known as the incorporation of stakeholders from the government, business, academic, and civil society sectors who are interested or affected by a specific problem and will make decisions to formulate and monitor the resulting policies. According to the reviewed literature, the definition can vary with: 1) the context; 2) the openness and sharing of power; 3) the type of policy instrument (plan, program, rules, and laws); 4) the provided space or forum; 5) the type of stakeholders, and 6) acknowledging legal, ideological and instrumental basis. Altogether, this recreates arguments for and against participation as a way of attaining a goal, or it is a goal itself. However, there is not a formal definition of participation in water-related matters, so it is suggested to be defined as the level of decision-making in each case.

Public participation is a critical component of the process of formulating and executing public policies (Pineda-Pablos, 2002). In the locality, participation is reflected in the community's compromise, decentralized management and participative development (Córdova-Bojórquez, Romo & Peña, 2006; Perevochtchikova, Aponte-Hernández, Zamudio-Santos, & Sandoval-Romero, 2016). Then, *participation in integrated water management* leads to decisions made by authorities of different levels (federal representatives, regional and state managers), and allows citizens with the right to vote (users with a water concession) and others just with voice (local or municipal managers, academy, organized citizens) to become a collective authority questioning the social division of labour and responsibilities in the management between the government and those governed, with the attempt to: 1) reach consensus on how water is used or allocated in different areas (Marañón, 2010; Marín, 2014; Aguilar-Barajas *et al.*, 2016; Romero-Navarrete, 2016); or 2) competing to influence the design and local execution of water policies (Pineda-Pablos, 2002).

The present article brings forward that the institutionalized public participation in water management (IPPWM) is a process that includes affected and interested actors from different sectors, such as federal,

state, and municipal authorities; private sector, academy, social organizations and water users, in policies and decision-making, as well as regulations and water resources' management.

In Mexico, we must also consider participation is restricted from users, institutions, organizations and social groups interested in management, according to the NWL (DOF, 2004, article 15, paragraph II and article 19 BIS). Therefore, participation only considers those who have an interest or those who can influence decisions. However, even if the users and citizens are considered participants, only the federal authorities of Conagua can make final decisions and not the rest of the stakeholders.

## **Elements of public participation in water management**

In Mexico, the National Water Law establishes the essential elements of the participation mechanisms, the performance and their sphere of action. These mechanisms allow, from the elaboration of recommendations on national water public policies (by the Advisory Water Council) to the integration of users in the management level of a river watershed or aquifer (Marín, 2014). Then, these mechanisms emerged to apply the IWRM approach in water policy and regulations.

In general, Mexican studies have focused on the performance of Basin Councils, Basin Committees, Irrigation Water Committees and Groundwater Technical Committees (COTAS). The researchers have encountered limitations in the participation processes derived from de management model, centralism, institutional federal control, participatory mechanisms limited to public consultation and the poor quality of information (Castro *et al.*, 2004; Mussetta, 2009; Wester *et al.*, 2009; Guerrero-de León *et al.*, 2010; Marañón, 2010; Hernández-Suárez, 2011; Aguilar-Barajas *et al.*, 2016; Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018). Nonetheless, the empiric information is still limited for

comparative analysis on better institutional practices, participants' characteristics and the contexts that produce better results in the performance of participation methods and mechanisms.

Social stakeholders' participation is established according to the type of relationship between the institutions and the level of influence it can take on the products. Some levels go from manipulation to the empowerment of participants when they hold control in decisions and characterize by differences in the type of interaction established between public institutions and users and the level of influence of users and the application methods. The degrees of participation give out a useful tool to interpret the quality of the involvement and the evolution of political communities. However, the degree of participation is not considered in previous Mexican research.

Various authors have described the type of stakeholders and sectors involved in water management as well as those who are usually not considered in the participative process when their concerns are not considered. Basically it depends on the context and if the stakeholders have an interest in decisions or can influence them (Franco-García, Hendrawati-Tan, Gutiérrez-Díaz, Flores, & Bressers, 2013). The stakeholders typically involved in water management are: 1) those affected positively or negatively by the decisions or have economic-political interests (businesses, international advisory bodies, producers, agricultural and water user's, landowners, vulnerable groups, neighbours and their coalitions); 2) those who have technical and preservation interests (institutions with scientific-technological projects, academic authorities, civic organizations that promote water culture or local communities); and 3) those who make the final decision (water and environmental authorities and others with planning attributions).

Usually, unorganized stakeholders are excluded when they lack the information to debate and argue for their interest (Pells, 2015) or lose interest with time and are left out. Not considering specific groups for decision-making leaves a false consensus, where the excluded can resist the results (McCulligh & Tetreault, 2017). For this reason, individuals should be chosen to legitimately represent those who will have a responsibility to follow and apply the decisions made.

In summary, the elements of participation indicate the existence of arguments for the inclusion of different types of theoretical

fundamentals (legal, ideological or instrumental) and participants (affected and interested in decisions on water management). However, to have more active participation, its limitations and challenges must be foreseen. The purpose of the following sections is to examine in greater detail the factors that interfere with participation in water management.

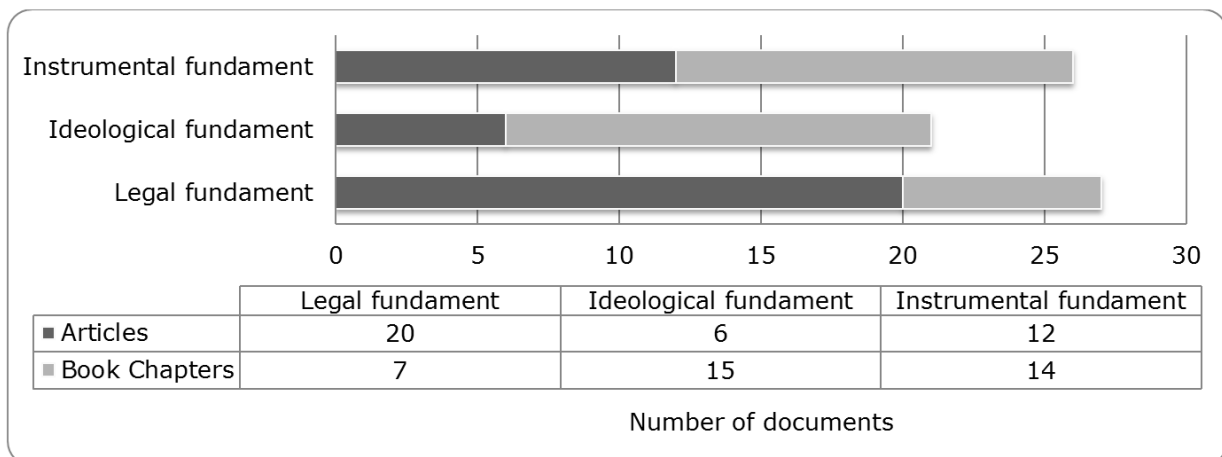
## Method

We identified 39 articles and 21 book chapters published between 2000 and 2018 that relates public participation with water management in Mexico. The literature was found in the following databases: Web of Science of the ISI Web of Knowledge platform; Scopus and Science Direct from the Elsevier platform; BioOne, Ebsco Host from Ebsco Industries Inc.; Scientific Electronic Library Online (SCIELO); Google Scholar of the Google platform and Springer Link from the Springer Nature platform. We do not consider the documents that will not have peer-review or documents presented at academic conferences, although we recognize that some contributions could be relevant to this article. The search was performed using the keywords: *social, citizen, community and public participation in water management; governance; Mexico* (English and Spanish). We recognized topics and concepts by the complete and repeated reading of the evidence before initiating the analysis, searching for emerging issues on fundamentals, limitations and challenges of public participation in water management and reading prior studies for further interpretation, according to the Grounded Theory (Corbin, 2016). Then we identified the main points of debate, allowing us to draft the theoretical approaches on the matter.

## Results

## Fundamentals of public participation in water management in Mexico

We identified three fundamentals for public participation in water management as an opportunity to adopt an integrated approach: 1) legal, when the legal framework and current regulatory agreements are met; 2) ideological, when it appeals to democratic participation and governance, and 3) instrumental, when it is a means for education and learning, facilitating useful information and increasing the quality of decision-making process and its products. The majority of the publications analyzed develop the legal fundament, followed by the instrumental, and then the ideological. Some publications address aspects that relate to more than one fundament (Figure 1).



**Figure 1.** Systematic review of the literature on public participation in water management.

## **Legal fundament: participation as the practice of rights and obligations**

The international agreements have established guiding principles on involvement in water management which have been retaken by Mexican legislation. However, this means a change in institutional arrangements and the legal framework that have made it difficult to establish a link between the modifications that regulate water management at national level and the claim to apply international principles.

The 1992 Rio Declaration on Environment and Development add the public into political decision making related to water. The Rio Declaration recognizes the existence of different ways in which the stakeholders can be involved in decision-making concerning water resources: from facilitating information, securing a greater involvement in the process and even promoting the possibility for citizens to complain. Principle 10 emphasizes that citizens should have access to the opportunities and information to participate in the processes of environmental decision-making (UN, 1992). Mexico includes Principle 10 in its regulations seeking to reach the IWRM.

The International Conference on Environment and Water, and The Dublin Declaration on Water and Sustainable Development, as part of the arrangements for Rio Summit in 1992, states in Principle 2 that the better use and management of water should be inspired by the participation of users, planners and those responsible for decisions in all levels (UNESCO, 1992). In this approach, the public and those responsible for policies are more aware of the importance of water and decisions are taken on a more elemental level with public consultations and users participating in planning and execution of water projects.

Recently, the OECD Ministerial Council established the 12 Principles on Water Governance, which are clustered around three main driving goals: effectiveness, efficiency, and trust and engagement. The 10th Principle promotes stakeholder engagement for informed and outcome-oriented contributions to water policy design and implementation (OECD, 2015).

In Mexico, IPPWM is based on exercising rights (petition, transparency and access to information, widespread complaints, and democratic participation in national plans and programs) and obligations (federal and municipal competencies) that are addressed in the Political Constitution (Articles 6, 8, 26, 27 and 115), the General Law of Ecological Balance and Environmental Protection, the Organic Law of the Federal Public Administration, the Planning Law, the Federal Law for the Promotion of Activities Undertaken by Civil Society Organizations, the Federal Law of Transparency and Access to Public Information (LFTAIPG), the Federal Methodology and Normalization Law and others from the federal and state water sector.

The National Water Law, enacted in 1992 and reformed in 2004, specifies the institutional arrangements for social participation in decision-making, decentralization and improvement of water management at the water basin level through watershed or Basin Organizations and Basin Councils and their auxiliary organs: Basin Commissions, Basin Committees and Technical Groundwater Committees, as well as the water committees of the irrigation districts as entities for proper water management and infrastructure (DOF, 2014). Another citizen organ is the Water Advisory Council, which works as a civil association and as a consultant of different organizations of the public, social and private sector (Rolland & Cárdenas-Vega, 2010).

The principal policy instrument on water management is the Mexican National Water Program 2014–2018, which exhibits a guideline on developing a Water Culture with an informed and participative society. Each of the 32 Mexican states has its water plan and, in some cases, each municipality also has a local water plan.

The Mexican constitution was reformed on February 8th, 2012 to include the right to access, disposition and water sanitizing for personal and domestic use that is sufficient, clean, acceptable, and accessible water, with federal and municipality participation, where citizens are also included. Therefore, it is one of the essential legal fundamentals that tie public participation with water management in the country.

Derived from the constitutional reform, there is an agreement in the Mexican Congress to reform the NWL with the purpose to change the legal structure of water management to include the Human Right to Water and Sanitation and generate more openness to public

participation in the Basin Councils. However, the project of NWL submitted by the executive branch in 2015 has received intense criticism from civil society and academia, which has prevented its approval in Congress (Romero-Navarrete, 2016).

Therefore, the legal basis, which appeals to compliance with global agreements and the existing regulatory framework, is one of the leading arguments to promote the public participation in water management because it supports a change in human behavior, allocate the capacities of government authorities and allows the exercise of justice.

### **Ideological fundament: Participation as an act of openness and power distribution**

The participation in water management should happen through democratic mechanisms where government and non-government actors collaborate in decision-making. It calls for the citizens' right to participate in public matters and the institutions' obligation to show transparency in their activities. This fundament has been taken up by political agendas that intend to reform the power exerted and the relationship between society and government.

After the economic crisis in the 70's, the legitimacy of the representative democracies was questioned as well as their effectiveness to solve social problems (Castro *et al.*, 2004). In response, a participative democracy was proposed, where the government's decisions acquired their legitimacy through public acceptance. This framework is based on the citizens' right to participate in matters that affect them, following the principles of equality and social justice that establish that the voice of the less powerful should also be listened to generate joint responsibility. This is how participation in water management became part of a Mexican political agenda that sought democracy and to transfer the power of decision to the citizens (Pacheco-Vega & Vega, 2008; Vargas & Mollard, 2005; Córdova-Bojórquez, 2005; Córdova-Bojórquez *et al.*, 2006; Pells, 2015; Romero-Navarrete, 2016).

Participation in water management was promoted from different schemes that intended to reform governmental institutions as in the case of the "good government," "the rational government," "the good governance," "the adaptive governance" or just "the governance." These proposals indicated that the traditional governance, characterised by its centralism and hierarchy, had been insufficient to respond to demands from a more complex and diversified society and look for collaborative techniques in the field of conflict resolution between users competing for water (Chávez-Zárate, 2004; Mussetta, 2009; Pacheco-Vega & Vega, 2008; Caldera-Ortega & Suárez-Paniagua, 2015; Casiano-Flores, Vikolainen, & Bressers, 2016; Cadena-Inostroza & Morales-Fajardo, 2017).

In this context, governance has been one of the most influential proposals in water management. This refers to the range of political, social, economic and administrative systems to manage water resources and services in different levels of society (Rogers & Hall, 2003). It also addresses the compromise and abilities of the citizens to participate in decision-making through rational deliberation to articulate their interests, concerns, and needs (Mussetta, 2009), through dialogue, consensus and conflict negotiation (Valencia, Díaz & Vargas, 2004). Also, governance proposes that water management should be based on principles like responsibility, transparency, participation, equality, ethics, and sensibility to water-related issues, as well as the local right to water (Chávez-Zárate, 2004; Domínguez, 2006; Domínguez 2011).

In the case of Mexico, participation in water management is a mechanism that attempts to deal with the growing political conflicts in the sector, linking involvement to broader government transformations that respond to a crisis of governance and legitimacy of public institutions (Castro *et al.*, 2004; Córdova-Bojórquez, 2005; Domínguez, 2006; Domínguez, 2010; Kloster & De Alba, 2007; Pacheco-Vega, 2014; Caldera-Ortega & Suarez-Paniagua, 2015; Romero-Navarrete, 2016). For example, Marañón (2010) and Wester *et al.* (2009) analysed the centralism of Conagua exercised in the COTAS during the decision-making process, and Pineda-Pablos (2007) analysed how social participation and public deliberation are crucial for the feasibility of public projects, and to achieve governance in the process of democratic transition. Then, there is an intention of decentralizing the

administration and incorporate political diversity with the aid of participative mechanisms (Mussetta, 2009).

The ideological fundament exhibits participation in water management as a process that makes public institutions democratic and attempts to solve the governance crisis and lack of institutional legitimacy by having citizens and diversified policies partake in deliberation and decision-making. The studies that discuss this fundament in the Mexican context find that promoting institutional participative mechanisms corresponds to a government agenda which in practice hardly translates to change in the water users' situation locally.

### **Instrumental Fundament: Participation as a mean to ensure quality and capability in decisions**

Public participation in water management has an instrumental basis as a way to improve the quality of the decision-making process and its products. This is achieved by sharing resources, knowledge, and lessening the conflicts between stakeholders (Jacobs *et al.*, 2016).

Water management presents a complex, non-linear and dynamic interactions of the human and environmental systems. Then, inherent uncertainty to imperfect scientific knowledge and indetermination of complex processes must be taken into account for planning (Ramírez, Seeliger, & Di Pietro, 2016). The social stakeholders possess resources, knowledge, wisdom and perspectives on water management so that the interaction, use of technologies and communication between them contribute to sharing and updating data, information homologation and building new knowledge (Perevochtchikova *et al.*, 2016). Since the resulting policies are imperfect and unfinished, and are implemented in changing environments, one of the most valuable participative products is learning from the stakeholders that intervene in decision-making.

It is claimed that participation itself creates benefits such as 1) exchange of information; 2) a better understanding from the

stakeholders with less access to information about technical aspects of the problem; 3) "social learning" from authorities, experts, interest groups, communities and among stakeholders; 4) accumulation of experience and knowledge, and 5) raising awareness (Peña & Córdova, 2001; Benez, Kauffer, Soares & Álvarez, 2010; Perez-Fuentes, 2010; Perevochtchikova *et al.*, 2016; Ramírez *et al.*, 2016). This way, participation becomes an end in itself for the positive effects produced by stakeholders involved.

Thus, public participation improves the quality of public policy products by opening the decision-making process and making better use of the information and creativity available in society. The general understanding of water management problems can improve; have a more transparent decision-making process, and encourage the authorities to coordinate their actions better. Then, water management cannot be approached without taking collaboration, information and different perspectives of those involved into account. The interdependence of these elements becomes more relevant, but it is linked to the institutional arrangements that make interaction possible.

## Obstacles to public participation in water management

In practice, the difficulties of achieving a genuinely inclusive involvement in water management, which is informed and with joint responsibility, are rarely recognized. However, researchers are showing the obstacles that stop public participation from reaching integrity or even water governance (Table 1).

**Table 1.** Obstacles to public participation in water management.

| Obstacle                                        | Description                                                                                                                                                                                  |
|-------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Inconsistency in characteristics and context of | Differences in class, gender, age, ethnicity, language, race or economic status; different levels of group organization. As well as, the lack of resources for dialogue, any existing social |

|                                                                  |                                                                                                                                                                                                                                                                               |
|------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| participants                                                     | conflict, religions, and ethnicity in the place and between groups.                                                                                                                                                                                                           |
| Different levels and quality or resources for dialogue           | Lack of transparency, deficiencies in quality and inaccessibility, use of technical language, asymmetry in data and information of participants and non-participants, differences in knowledge about how the environmental and human systems work.                            |
| Inadequate institutional arrangement and decision-making process | Critiques of the institutional and legal design that produce non-binding decisions; undefined competences or non-coordination in authorities; total control of the process from authorities and deficient participation.                                                      |
| Lack of adequate spaces and resources for dialogue               | Lack of economic resources, time and personnel that delay and continuously modify decision-making; the prevalence of interest over another; decrease in discussion without having concerns and interests considered or monitored.                                             |
| Lack of participants' motivation and will                        | Lack of legitimacy and public institutions' wear in society's eyes. It includes lack of trust in government stakeholders; lack of will to consider different points of view to those of authorities; demotivation, disenchant and frustration in non-government stakeholders. |

Sources: Authors' elaboration based on the systematic review of the literature.

## **The characteristics and context of participants influencing decisions**

The contextual particularities of stakeholders can become an element of inequality. These differences can be of the social class, gender, age, ethnicity, race, language or socio-economic status or even between the people who participate or not (Córdova-Bojórquez, 2005; Vázquez-García & Sosa-Capistrán, 2017; McCulligh & Tetreault, 2017). As an example, Ruiz-Meza (2011) studies how to challenge the strong cultural and ideological association between irrigation and masculinity to obtain rights to irrigated water and to participate in faire conditions in water management processes.

Also are included here the differences in access to resources (legal, economic, technological and free time) that can diminish the quality of participation, permanence or make short or long-term participation unsustainable (Sandoval, 2004). Similarly, the existence of social, religious or ethnic conflict within a community and between the interest groups or a hostile environment could generate in participants a lack of knowledge on water management problems or clarity on their objectives (Salcido, Gerritsen, & Martínez-Rivera, 2010; Wilder, 2010). These aspects can make it inflexible or less available for negotiation.

### **Different levels and clarity of information make debate difficult**

Data and information are essential resources for negotiation and dialogue. Therefore, the low quality or in some cases the lack of them represent an obstacle to participation. In the process of public deliberation, technical and nontechnical knowledge in different groups and individuals are opposed each other. Thus access to information is necessary: when there is no transparency, or there are excessive bureaucratic procedures to produce or even access information of public interest, the debate among participants becomes limited and biased (Pells, 2015; Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018). Even when the information is accessible, on occasions, it is not updated, challenging to understand, find or is deficient.

The information needed to make decisions depends on the number of users, who they are, where they are located, how much water is in concession, how it is genuinely being extracted or used, how many are regulated or not, how much water is available, where the water comes from, among other things (Córdova-Bojórquez, 2005; Sandoval & Navarrete, 2005). The lack of information in the debate is related to an unclear methodology, the updating and frequency of production, the ability to monitor within time, the degree of added and unadded data and the clarity or reliability of the sources.

On the other hand, if the information on water management is excessively technical and there is no explanation of terms and jargon used, it becomes incomprehensible to the public. Furthermore, it is questioned whether public participation adds value to a decision since those people can increase their knowledge on specialized topics (Pérez-Fuentes, 2010). Consequently, the lack of information transparency, its quality, accessibility and technical language used, creates apathy in participants and decreases the quality of the process.

### **Clarity in the institutional arrangement for participation and decision-making**

The institutional and legal design establishes the rules for decision-making and their later execution and evaluation. When participation is done without an appropriate institutional framework, the agreements between participants lack legal basis (Guerrero-de León *et al.*, 2010) and therefore, are not binding. The lack of clarity in the legal framework can translate into undefined competences between authorities or a form of non-coordination (Domínguez, 2011; Pells, 2015). An inadequate institutional and participation mechanism design can stop the groups of stakeholders from participating in defining the problem or even implementing and monitoring the final decisions and projects.

There are various limitations associated with the institutional arrangement: 1) a deficient calling that does not bring together the primary affected and interested stakeholders; 2) an excessive control from government agencies on the agenda; 3) the facilitator leads poorly; 4) communication remains strictly technical or inefficient with participants; 5) there are time and budget restrictions for the process development; 6) the rigid bureaucratic and hierarchical structures create barriers to social learning, and 7) the lack of clarity in competences generates a perception that the process does not produce tangible results (Hearne, 2004; Wilder, 2010; Eakin *et al.*, 2011; Ramírez *et al.*,

2016; Romero-Navarrete, 2016; Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018).

In Mexico, the criticism on the participative model falls on the State, where neither mechanisms nor organizations are mature enough to offer integral alternatives in response to the complexity of problems linked to water management. Mussetta (2009) states that the government stakeholders do not participate in organizing structures of the basin councils and organisms since there is not a sufficient opportunity to participate locally. In consequence, the mechanism does not guarantee democratization or the success of public policy.

The Mexican NWL reforms in 2004 had the intention to increase stakeholder's participation locally and transfer faculties and abilities to decide in regional matters. Sadly, this was not followed by fiscal resources needed to adopt these functions (Carabias & Landa, 2005). For example, the River Basin Councils lack the formal and legal structure, as well as the funding, to efficiently contribute to watershed level planning and management (Hearne, 2004; Kauffer, 2005; Wilder, 2010; Hernández-Suárez, 2011; Aguilar-Barajas *et al.*, 2016). Also, the Technical Groundwater Committees (COTAS) cannot express any act of authority regarding penalties, concessions or payment rights, and are limited to give advice and monitor on groundwater issues. As a result, water users are not well represented and legitimised and cannot establish mechanisms that bring about significant changes in groundwater use patterns (Maganda, 2003; Hearne, 2004; Sandoval, 2004; Wester *et al.*, 2009; Marañón, 2010; Caldera-Ortega & Suárez-Paniagua, 2015; Pells, 2015).

Efforts by committees and councils have not been enough to incorporate civil society into making decisions since 1) they lack superior faculties (they can only make recommendations); 2) there is no significant representation since the NWL does not consider social diversity of users or their organization abilities; 3) the civil society's, OSC's and academy's participation is tied to the invitation made by Conagua to the meetings as it finds fit (art. 15, fraction III of NWL Rules), hence keeping decisions "top-down" in hierarchy (Carabias & Landa, 2005; Scott & Banister, 2008; Wester *et al.*, 2009; Marañón, 2010).

## **Resources and spaces uphold dialogue**

The people who organize participation spaces (e.g., water users) are facing a lack of available resources (time, budget, personnel, and others). First, all the affected and interested stakeholders in decision-making must be identified. As a result, participation creates slowness since there are more people to consult and more points of view must be addressed. Also, there is an increase in costs, time and modifications on projects for the politicians and those interested (Sandoval & Navarrete, 2005; Franco-García *et al.*, 2013).

In the conditions mentioned, the spaces for dialogue are reduced to consultative bodies without creating stable, reliable and efficient institutional channels for participation (Mussetta, 2009), or are instances where the distribution of power does not exist and the deliberation is limited to access to the voice but not to the vote (Hevia, Vergara-Lope, & Ávila-Landa, 2011). In other cases, in places with less education and organized structures that represent the community's interests, participation does not evolve past information distribution in which communication is an undirected flow towards those interested. Therefore, the participative mechanisms must be designed to avoid these conditions to emerge and to maintain financial sustainability (Sandoval, 2004; Parra-Armenta y Salazar-Adams, 2018).

## **The lack of motivation, trust and will diminish the effectiveness of participation**

When participation becomes a requirement more than a right, then the rules are not clear, and the elite governs the process. Usually, misunderstandings and forms of manipulation arise, as well as a lack of

substantive progress or positive outcomes. The less influential stakeholders find themselves frustrated, hopeless and disappointed about participating in water management because opinions other than the governments are not considered. An example is the delay or absence of a response from authorities and the lack of transparency in decision-making which affects the trust put in the government and demotivation in participants (Córdova-Bojórquez, 2005). In this regard, participation is most effective when there is strong support from authorities.

Also, when defending individual interest becomes more important than the general, it produces inconsistent and irregular participation (Pérez-Fuentes, 2010). Dourojeanni (2004) discuss that the idea of "all" actors in a watershed management process should be represented is naive if everyone is expected to do so with the same interest. For this reason, the process can be caught by a group that does not represent all interests. These group dynamics (prejudice) can skew deliberation towards the elite's interests even when nobody is excluded physically.

When participants have perceived a need for change but cannot see their role clearly, they lose interest. Also, if authorities lack experience, they are not willing to learn. They are afraid to lose control and risk confidentiality of decision-making and all motivation to participate can be destructed. In those conditions, the interested parties doubt about their contributions making any difference in decision-making. Perló and Zamora (2017) find that the population of a microbasin are deeply skeptical of the effectiveness and reliability of the participatory spaces opened by the government, since they consider them manipulated to legitimize decisions previously taken by the same authority.

Marañón (2010), Vargas and Mollard (2005), Sandoval and Navarrete (2005) conclude that Conagua's unilateral decision-making about water management can inhibit public participation. Therefore, beyond formal procedures, ethics, motivation, trust and will from participants are necessary to attain effectiveness and changes in water use and consumption, perceptions, attitudes and usual practices.

## **Challenges of public participation in integrated water management**

Literature indicates that there are still general obstacles for an inclusive, informed and joint responsible public participation. In response, the authors encourage taking on various challenges and elements here examined in three categories. The first one is related to an internal challenge (cognitive) and the second and third are external (context and the political system) (Córdova-Bojórquez, 2005). The categories of a guide to evaluate IPPWM are: 1) the merge of technical and non-technical knowledge; 2) decentralization and strengthening the abilities to make decisions, and 3) a real incidence of the non-government stakeholders in decision-making.

### **Merging of technical and non-technical knowledge**

The collaboration between government, experts, water users and others interested, calls for sharing information that is useful for decision-making. Even when scientific information is relevant, awareness and water culture can be provided according to sociodemographic aspects (e. g. sex, age, income, dialect, residence time), water supply (e. g. education, and knowledge on water cycle, changes in attitude and water use practice, understating links between water management and other socio-economic problems, orientation for better agrochemical management, etc.), as well as facilitating or recognizing other technologies and agreements between participants (Barkin, 2006; Benez *et al.*, 2010).

As some examples of joining technical and non-technical knowledge/experience we have the case of the Yaqui Valley Irrigation District (Jacobs *et al.*, 2016), the civil water associations in Guanajuato,

also with their own capital and structure based on a network-supported structure of local initiatives (Sandoval, 2004), the local water committees (Guzmán-Puente, 2013; Sandoval-Moreno & Günther, 2013; Guzmán-Puente, 2017), the community participatory monitoring scheme (CPM) (Perevochtchikova et al., 2016) or the independent potable water committees/potable water local boards (Cadena-Inostroza & Morales-Fajardo, 2017), water judges and civil associations, where motivation may arise from an agreed-upon mutual need (self-water management, adaptive governance).

It is also important to keep in mind that the reported dimensions of rivers and aquifers are usually imprecise and frequently along international borders. This lack of knowledge and restriction in leadership makes sensitization and promotion of public participation more complicated. It is necessary to define results realistically from the beginning of the process. This way, the design of scenarios is a useful tool that can increase understanding from participants about common problems, increase their conscience and knowledge, and improve their ability to define their future.

### **Decentralization and strengthening abilities to make decisions**

One of the challenges that literature exhibits most is altering the concentration of power from authorities and sharing it with those who do not have jurisdiction over water management. One of the reasons is that urban and rural development management must be incorporated into participative water management. Therefore, the interest of various stakeholders from both fields must reconcile.

Increasing participation quality and quantity means that stakeholders will be more informed. Thus, improving transparency, accountability and access to information is essential for water governance. Another challenge is applying the communicational tools correctly, informing in real time the specific necessities of the interested or to have a saying in

water management and promoting coordinated decisions between the different levels, so that it is not only a "vertical", but mostly an integrated management (Domínguez, 2011; Hernández-Suárez, 2011).

One of the most critical challenges here is related to reaching consensus and agreements among the affected and interested stakeholders on the problems related to water, so each sector takes responsibility in decision-making and monitoring of planned actions (Domínguez, 2006). Some aspects to consider could be decision-making process and directive, applicable legal framework, water programs and plans design, participation rules, mechanisms, and degree, as well as stakeholders' representation.

In summary, although there are participative mechanisms that incorporate different social and economic stakeholders that seek deliberation locally and regionally, in practice, decentralisation is an unending process where they have no real authority, autonomy, nor budgetary power, making unrealistic expectations of common property management and self-governance, which are critical for water management, quantity and quality control and also for quality of community life (Maganda, 2003; Hearne, 2004; Cadena-Inostroza & Morales-Fajardo, 2017). For this reason, it keeps concentrating power in government stakeholders and federal authorities (Romero-Navarrete, 2016). Then, it is vital to reform the laws and regulations to provide participatory mechanisms with legal and operational certainty, which allows them to have the necessary autonomy to significantly impact the watersheds and their inhabitants (Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018). This is due to the institutional design and the lack of promotion for developing the abilities of new stakeholders that also take part in the decision-making process.

### **Real incidence of the non- government stakeholders in decision-making**

Among the most significant challenges for public participation in water management is the issue of promoting social learning, leadership, motivation and political will. In Mexico, social and governmental stakeholders can produce successful negotiations where basin and aquifer organizations can find spaces to fit (Vargas & Mollard, 2005). These considerations involve improving institutional agreements in practice and ideals of water governance, adaptive or collaborative governance (Amaya-Ventura, 2011; Pells, 2015), where decision-making includes all affected participants.

Identifying appropriate timings and mechanisms to involve the public in water management remains a permanent challenge (Romero-Navarrete, 2016). In Mexico, watershed and aquifer organizations find themselves very limited to participate directly and actively to improve their administration. They lack strength, economic self-sufficiency and only serve as advisers/information centers for water monitoring and technology transfer to benefit users and they have not the ability to implement water management plans and their rules (Kauffer, 2005; Sandoval & Navarrete 2005; Wester *et al.*, 2009). They only mediate and represent water user needs to Conagua and try to prevent conflicts and collaborate on resolutions (Pells, 2015). Then, public participation in water management needs mechanisms to ensure the legitimacy and accountability of user's representatives to both users and state agencies (Wester *et al.*, 2009), where non-government stakeholders can actively work on reducing groundwater extractions, monitor water quality and quantity or find the ways to influence water management according to Conagua and its agenda.

## Conclusions

In the last three decades, the academic arguments in favour of the implementation of social participation mechanisms for water management have reached a high degree of development and

sophistication for two main reasons: 1) it is a mechanism that integrates different social stakeholders in decision-making process; and 2) it has become a requirement to improve water management at the local level. In the present article, we include arguments that support public participation from the legal basis, the theories on democratic participation and governance, and the substantive benefits that a participatory process can have. Nonetheless, after decades of the instrumentation of participatory practices, these mechanisms present difficulties to become competent in water resources management. Our objective was to highlight the great distance (gap) between what the legal texts and international recommendations say about participation, and what it happens in reality.

The issue is whether a post-participative consensus can be achieved. During the last two decades, the Integrated Water Resources Management (IWRM) and the development of participative processes in Mexico were incorporated, under the following argumentative consensus: the water management characterized by complex interactions where a variety of interests, stakeholders, environmental characteristics, and political and economic tendencies converge. Against this, scientific and technical contributions are not enough. Therefore, the participation from affected and interested stakeholders can contribute to improving the quality of decisions in management, enhance the quality of management outputs, add non-governmental resources and abilities to the process, and generate knowledge about the area in the political community. However, after two decades of practice of participatory mechanisms, the argumentative consensus that justified its implementation reached its limits to understand the variety of problems that have arisen around these arrangements. Consequently, a new argumentative consensus has been achieved in the Mexican academia: Foreseeing the mechanisms for participating in legislation and its instrumentation with a procedural purpose is not only insufficient to reach the expected benefits but can produce more conflicts between stakeholders and inefficiency in water management.

As a result, we consider that the discussion on the matter should not be focused on whether participation is a useful mechanism or not, but on how participation mechanisms are designed, managed, and implemented on different scales and cultural contexts. The empirical

investigation in Mexico can bring some insights to improve the design of participatory mechanisms: 1) the characteristics and background of participants must be considered; 2) participants have different level and quality of resources; 3) in some cases, participants do not have enough resources to face participative processes; 4) the legal framework should be consistent, and it should include explicit competencies and responsibilities as well as substantial institutional capacity from the promoter, and 5) an inadequate management of participation processes can decrease the interests of stakeholders in the process and the legitimacy of management outputs. Based on these findings, we propose that the further studies in the matter investigate how these factors influence participation processes that develop in particular contexts, and from this, make recommendations to improve the existing participative mechanisms.

### **Acknowledgments**

To the reviewers, students and members of the Water and Environmental Academic Research Group for technical support; to the Universidad Autónoma de Baja California and Programa para el Desarrollo Profesional Docente (PRODEP) for funding this research.

### **References**

- Aguilar-Barajas, I., Sisto, N. P., Magaña-Rueda, V., Ramírez, A. I., & Mahlknecht, J. (2016). Drought policy in Mexico: A long, slow march toward an integrated and preventive management model. *Water Policy*, 18, 107–121. DOI: <https://doi.org/10.2166/wp.2016.116>
- Amaya-Ventura, M. de L. (2011). Aspectos institucionales de la gestión del agua en Pachuca, Hidalgo. *Revista Mexicana de Sociología*, 73(3), 509–537.
- Barkin, D. (2006). *La gestión del agua urbana en México: retos, debates y bienestar*. Guanajuato, México: Universidad de Guadalajara.
- Benez, M. C., Kauffer, E. F., Soares, D., & Álvarez, G. (2010). El estudio de las percepciones de la gestión de la calidad del agua, una herramienta

para fortalecer la participación pública en la microcuenca del río Fogótico, Chiapas. *Región y Sociedad*, 22(47), 73-104.

Biswas, A. (2004). Integrated water resources management: A reassessment. *Water International*, (29)2, 248-256.

Cadena-Inostroza C., & Morales-Fajardo, M. E. (2017). Community water management and quality of life: The independent water governance committees in Toluca, Mexico. In: Tonon, G. (ed.). *Quality of Life in Communities of Latin Countries. Community Quality-of-Life and Well-Being* (pp. 117-134). Cham, Switzerland: Springer.

Caldera-Ortega, A. R. & Suárez-Paniagua, S. (2015). La creación de instituciones de gobernanza adaptativa para resolver la crisis del agua en Guanajuato. En: Barrientos-del-Monte, F. (ed.) *Desarrollo humano, economía y democracia en Guanajuato* (pp. 227-244). Guanajuato, México: Universidad de Guanajuato.

Carabias, J., & Landa, R. (2005). *Agua, medio ambiente y sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de México, Fundación Gonzalo Río Arronte.

Casiano-Flores, C., Vikolainen, V., & Bressers, H. (2016). Water governance decentralization and river basin management reforms in hierarchical systems: Do they work for water treatment policy in Mexico's Tlaxcala Atoyac sub-basin? *Water*, 8(5), 210-230. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8050210>

Castro, J. E. (2006). *Water, power, and citizenship. Social struggle in the Basin of Mexico*. New York, USA: Palgrave-Macmillan.

Castro, J. E., Kloster, K., & Torregrosa, M. L. (2004). Ciudadanía y gobernabilidad en México: el caso de la conflictividad y la participación social en torno a la gestión del agua. En: Jiménez, B., & Marín, L. (eds.). *El agua en México vista desde la Academia* (pp. 199-232). DF, México: Academia Mexicana de Ciencias.

Chávez-Zárate, G. (2004). Del gobierno a la gobernabilidad de los recursos hídricos en México. En: Cotler, H. (2004) (ed.) *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental* (pp. 185-193). DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.

- Corbin, J. (2016). La investigación en la Teoría Fundamentada como un medio para generar conocimiento profesional. En: Bérnard, S. (coord.). *La teoría fundamentada: una metodología cualitativa* (pp. 13-54). Aguascalientes, México: Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Córdova-Bojórquez, G. (2005). Participación ciudadana y gestión del agua: los líderes de Comités de Vecinos en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Estudios Fronterizos*, 6(12), 79-118.
- Córdova-Bojórquez, G., Romo, M. de L., & Peña, S. (2006). Participación ciudadana y gestión del agua en el valle de Juárez, Chihuahua. *Región y Sociedad*, 18(35), 75-105.
- Cotler, H. (2004). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- De Alba, F. (2007). Geopolítica del agua en México: la oposición entre la hidropolítica y el conflicto sociopolítico. Los nuevos rostros de las "luchas" sociales. *Revista Internacional de Desarrollo Local*, 8(1), 95-112.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (29 de abril, 2014). *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua, Diario Oficial de la Federación.
- Domínguez, J. (2006). La gobernanza del agua en México y el reto de la adaptación en zonas urbanas: el caso de la Ciudad de México. *Anuario de Estudios Urbanos*, (2), 273-296. DF, México: UAM-Azcapotzalco.
- Domínguez, J. (2010). El acceso al agua y saneamiento: un problema de capacidad institucional local. Análisis en el estado de Veracruz. *Gestión y Política Pública*, 19(2), 311-350.
- Domínguez, J. (2011). Obstáculos para una gobernanza efectiva. Estudio de la región hidrológica X Golfo Centro. En: Oswald, U. (coord.): *Retos de la Investigación del Agua en México* (pp. 625-638). DF, México: Springer.
- Dourojeanni, A. C. (2004). Si sabemos tanto sobre qué hacer en materia de gestión integrada del agua y cuencas ¿por qué no lo podemos hacer? En: Cotler, H. (comp.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental* (pp. 149-1839).

DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Eakin, H., Eriksen, S., Eikeland, P. O., & Øyen, C. (2011). Public sector reform and governance for adaptation: Implications of new public management for adaptive capacity in Mexico and Norway. *Environmental Management*, 47(3), 338-351. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9605-0>
- Franco-García, M. L., Hendrawati-Tan, L., Gutiérrez-Díaz, E. C., Flores, C., & Bressers, H. (2013). Institutional innovation of water governance in Mexico: The case of Guadalupe Basin, near Mexico City. In: De-Boer, C., Vinke-de Kruijf, J., Özerol, G., Bressers, H. (eds.). *Water governance, policy and knowledge transfer: International studies on contextual water management* (pp. 188-204). London, UK: Routledge, Earthscan Studies in Water Resources Management.
- GWP, Global Water Partnership. (2000). *Integrated Water Resources Management* (Tack Background papers no. 4). Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.
- Guerrero-de León, A. A., Gerritsen, P. R.W., Martínez-Rivera, L. M., Salcido-Ruiz, S., Meza-Rodríguez, D., & Bustos-Santana, H. R. (2010). Gobernanza y participación social en la gestión del agua en la microcuenca El Cangrejo, municipio de Autlán de Navarro, Jalisco, México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 33, 541-567.
- Guzmán-Puente, M. A. de los A. (2013). La gestión participativa del agua en México (2002-2012): el caso de San Agustín Amatlipac (Morelos). *Agua y Territorio*, 2, 93-106.
- Guzmán-Puente, M. A. de los A. (2017). El agua residual y saneamiento: mirada global regional y mirada local. Propuesta de participación y responsabilidad compartida. En: Pacheco-Vega, R. (comp.): *El agua en México. Actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica* (pp. 79-100). Ciudad de México, México: Friedrich-Ebert-Stiftung, Proyecto Regional Transformación Social-Ecológica.
- Hearne, R. R. (2004). Evolving water management institutions in Mexico. *Water Resources Research*, 40(12), 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1029/2003WR002745>

- Hernández-Suárez, C. (2011). Nueva política del agua y herencias centralizadoras: el Consejo de Cuenca del Valle de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(3), 303-327.
- Hevia, F., Vergara-Lope, S., & Ávila Landa, H. (2011). Participación ciudadana en México: consejos consultivos e instancias públicas de deliberación en el gobierno federal. *Perfiles Latinoamericanos*, 38, 65-88.
- Jacobs, K., Lebel, L., Buizer, J., Addams, L., Matson, P., McCullough, E., Garden, P., Saliba, G., & Finan, T. (2016). Linking knowledge with action in the pursuit of sustainable water-resources management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(17), 4591-4596. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0813125107>
- Kauffer, E. F. (2005). El consejo de cuenca de los ríos Usumacinta y Grijalva: los retos para concretar la participación y la perspectiva de cuencas. En: Vargas, S., & E. Mollard (eds.). *Problemas socioambientales y experiencias organizativas en las cuencas de México* (pp. 195-218). Morelos, México: Institut de Recherche pour le Développement (IRD)-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).
- Kloster, K., & De Alba, F. (2007). El agua en la ciudad de México y el factor de fragmentación política. *Perfiles Latinoamericanos*, 29, 137-159.
- Ley de Aguas Nacionales, *Diario Oficial de la Federación*. (8 de abril, 2004).
- Maganda, C. (2003). The politics of regional water management: The case of Guanajuato, Mexico. *The Journal of Environment & Development*, 12(4), 389-413. DOI: <https://doi.org/10.1177/1070496503257732>
- Marañón, B. (2010). El espejismo de la descentralización y participación social en la gestión del agua subterránea en México. En: Marañón, B. (coord.). *Agua subterránea: gestión y participación social en Guanajuato* (pp. 25-65). DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas.
- Marín, L. E. (2014), Public participation in Mexico's water management ... or Not? *Groundwater*, 52(6), 813-814. DOI: <https://doi.org/10.1111/gwat.12275>
- McCulligh, C., & Tetreault, D. (2017). Water management in Mexico. From concrete-heavy persistence to community-based resistance. *Water Alternatives*, 10(2), 341-369.

- Mussetta, P. (2009). Participación y gobernanza. El modelo de gobierno del agua en México. *Espacios Públicos*, 12(25), 66-84.
- OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2015). OECD Principles on Water Governance. *OECD Ministerial Council Meeting* on 4 June 2015. Directorate for Public Governance and Territorial Development, Paris, France.
- Pacheco-Vega, R. (2014). Ostrom y la gobernanza del agua en México. *Revista Mexicana de Sociología*, 76(5), 137-166.
- Pacheco-Vega, R., & Vega, O. (2008). Los debates sobre la gobernanza del agua: hacia una agenda de investigación en México. En: Soares, D., Vargas, S., Nuño, R. (eds.). *La gestión de recursos hidráulicos: realidades y perspectivas (I)* (pp. 57-86). Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-Universidad de Guadalajara.
- Parra-Armenta, E., & Salazar-Adams, A. (2018). La gestión integral del agua en dos consejos de cuenca del noroeste de México. *Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento*, 15(5), 79-94. DOI: <https://doi.org/10.22201/enesl.20078064e.2017.15.62580>
- Pells, C. (2015). Power and the distribution of knowledge in a local groundwater association in the Guadalupe Valley, Mexico. In: Emerson K., & Nabatchi T. (eds.). *Collaborative Governance Regimes* (pp. 136-156). Washington, DC, USA: Georgetown University Press.
- Peña, S., & Córdova, G. (2001). Public participation and water supply the case of two communities on the USA-Mexico Border. *Water International*, 26(3), 390-399.
- Perevochtchikova, M., Aponte-Hernández, N., Zamudio-Santos, V., & Sandoval-Romero, G. E. (2016). Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 5-23.
- Pérez-Fuentes, J. (2010). La participación social en los COTAS: el limitado papel de los usuarios en la gestión del agua. En: Marañón, B. (coord.): *Agua subterránea: gestión y participación social en Guanajuato* (pp. 67-106). México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas.
- Perló, M., & Zamora, I. (2017). Perspectivas ambientales sobre la contaminación y la recuperación del río Magdalena en la Ciudad de

- México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(3), 377-391. DOI: <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.03.02>
- Pineda-Pablos, N. (2002). La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Región y Sociedad*, 14(24), 41-69.
- Pineda-Pablos, N. (2007). Construcciones y demoliciones: participación social y deliberación pública en los proyectos del acueducto de El Novillo y de la planta desaladora de Hermosillo, 1994-2001. *Región y Sociedad*, 19(special number), 89-115.
- Ramírez, R. R., Seeliger, L., & Di Pietro, F. (2016). Price, virtues, principles: How to discern what inspires best practices in water management? A case study about small farmers in the Yucatan Peninsula of Mexico. *Sustainability*, 8(4), 385-400. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8040385>
- Rogers, P., & Hall, A. W. (2003). *Effective Water Governance. TEC Background Papers 7*. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership, Technical Committee.
- Rolland, L., & Cárdenas-Vega, Y. (2010). La gestión del agua en México. *Polis*, 6(2), 155-188.
- Romero-Navarrete, L. M. (2016). Participación y legislación sobre agua en México. Una aproximación histórica. *Agua y Territorio*, 7, 22-34.
- Ruiz-Meza, L. E. (2011). Gobernabilidad del agua y género en el sector de la irrigación: un estudio de caso en Chiapas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(3), 219-238.
- Ruiz-Ortega, R. (2015). Convergencia de política hacia la gestión integral de recursos hídricos en México. *Revista Mexicana de Análisis Político y Administración Pública*, 4(2), 67-88.
- Salcido-Ruiz, S., Gerritsen, P. R. W., & Martínez-Rivera, L. M. (2010). Gobernanza del agua a nivel local: estudio de caso en el municipio de Zapotitlán de Vadillo, Jalisco. *El Cotidiano*, 162, 83-89.
- Sandoval, R. (2004). A participatory approach to integrated aquifer management: The case of Guanajuato State, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 12(1), 6-13. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0311-3>
- Sandoval, R., & Navarrete, A. (2005). El reto de consolidar la participación social en la gestión integral del agua. El caso de la cuenca Lerma

- Chapala. En: Vargas, S., & Mollard, E. (eds.) *Problemas socio-ambientales y experiencias organizativas en las cuencas de México* (pp. 52-63). Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Sandoval-Moreno, A., & Günther, M. (2013). La gestión comunitaria del agua en México y Ecuador: otros acercamientos a la sustentabilidad. *Ra Ximhai*, 9(2), 165-179.
- Scott, A. C. & Banister, J. M. (2008). The dilemma of water management 'regionalization' in Mexico under centralized resource allocation. *Water Resources Development*, 24, 61-74. DOI: <https://doi.org/10.1080/07900620701723083>
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation. (1992). *International Conference on Water and Environment. Dublin Statement on Water and Sustainable Development*. New York, USA: United Nations.
- UN, United Nations. (1992). *Agenda 21 and the Rio Declaration on Environment and Development*. New York, USA: United Nations.
- Valencia, J., Díaz, J., & Vargas, L. (2004). La gestión integrada de los recursos hídricos en México: nuevo paradigma en el manejo del agua. En: Cotler, H. (comp.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental* (pp. 213-258). DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Vargas, S., & Mollard, E. (2005). *Problemas socio-ambientales y experiencias organizativas en las cuencas de México*. Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Vázquez-García, V., & Sosa-Capistrán, D. M. (2017). Sin agua no vivo: género y derecho humano al agua en el municipio de La Antigua, Veracruz. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 14(3), 405-425.
- Wester, P., Hoogesteger, J., & Vincent, L. (2009). Local IWRM organizations for groundwater regulation: The experiences of the Aquifer Management Councils (COTAS) in Guanajuato, Mexico. *Natural Resources Forum*, 33, 29-38. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2009.01206.x>
- Wilder, M. (2010), Water governance in Mexico: Political and economic apertures and a shifting state-citizen relationship. *Ecology and Society*, 15(2), 22.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-03

Artículos

## **Aplicabilidad del modelo SWASH para la propagación y el rebase del oleaje en muro vertical**

### **Applicability of SWASH model for wave transformation and wave overtopping on vertical seawall**

Luis Córdova<sup>1</sup>

Ronnie Torres<sup>2</sup>

Mariano Buccino<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría". La Habana, Cuba, [cordova@tesla.cujae.edu.cu](mailto:cordova@tesla.cujae.edu.cu)

<sup>2</sup>Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría". La Habana, Cuba, [ronnie@cih.cujae.edu.cu](mailto:ronnie@cih.cujae.edu.cu)

<sup>3</sup>Universidad de Nápoles "Federico II". Nápoles, Italia, [buccino@unina.it](mailto:buccino@unina.it)

Autor para correspondencia: Luis Córdova,  
[cordova@tesla.cujae.edu.cu](mailto:cordova@tesla.cujae.edu.cu)

## **Resumen**

En este trabajo se verifica la capacidad del modelo numérico SWASH de reproducir los fenómenos de transformación del oleaje y del rebase del oleaje sobre una estructura vertical. Este es un modelo de tipo oleaje – flujo, de nueva generación, basado en las ecuaciones no lineales de aguas someras y considerando presiones no hidrostáticas. Los resultados alcanzados con las simulaciones numéricas son comparados con una serie de datos obtenidos mediante la modelación física durante estudios previos realizados para la obtención de soluciones de defensa de costa en la zona del malecón de La Habana, Cuba. Se obtuvieron resultados con alta correlación. Para el caso del rebase ambas fuentes fueron comparadas, además, con las fórmulas empíricas para muros verticales. Se constata que el modelo SWASH es capaz de simular confiablemente los fenómenos de propagación y rebase del oleaje.

**Palabras clave:** propagación del oleaje, rebase, modelación numérica, muro vertical.

## Abstract

In this work the capability of numerical model SWASH to reproduce wave transformation and wave overtopping at vertical seawall phenomena is verified. This is a new generation wave-flux model based on the non-linear shallow water equations with non-hydrostatic pressure. The results from numerical simulations are compared with a dataset obtained from physical modeling during previous studies made to obtain coastal defense solutions in the Havana's seawall zone, Cuba. Results with a high correlation was obtain. For wave overtopping case numerical model and physical model was compared with empirical expressions for vertical seawall. The ability to simulated wave propagation and wave overtopping of model SWASH was proving.

**Keywords:** wave propagation, overtopping, mathematical modeling, Havana's seawall.

Recibido: 16/03/2017

Aceptado: 05/11/2018

## Introducción

El incremento potencial del nivel del mar debido a la influencia de ciclones tropicales y el efecto en las costas protegidas por estructuras, son algunos de los principales aspectos a los que se les presta especial interés por parte de investigadores y decisores. En las investigaciones que se llevan a cabo, se aprecia el esfuerzo por obtener una estimación cada vez más precisa de la propagación y el rebase del oleaje, mediante la modelación numérica.

Estudios para la determinación del rebase se han apoyado en modelos que se basaban en las ecuaciones no lineales de aguas someras (NLSW, según sus siglas en inglés), por ejemplo, Tuan y Oumeraci (2010), con condiciones de oleaje limitadas a oleaje

monocromático. En estos, aunque los resultados han sido razonables, existen limitaciones debido a la suposición de considerar la presión hidrostática. Por su parte, el modelo SWASH erradica esta dificultad y ofrece resultados muy sólidos. Así lo ha confirmado Suzuki et al (2011) con la comparación con pruebas de modelos físicos.

Teniendo en cuenta que el litoral habanero protege de las inclemencias del mar a un área densamente poblada y con alto valor histórico, mediante un muro vertical costero, se ha convertido en un punto de interés para la investigación científica. Cabe destacar que, desde la construcción de esta obra, a principios del siglo pasado, han ocurrido importantes inundaciones causadas por disímiles eventos meteorológicos que frecuentemente azotan la isla. Además, por su importancia social, se considera como una de las prioridades dentro de los programas nacionales de adaptación al cambio climático.

Considerando que la modelación numérica debe contribuir a la realización de estudios futuros para prevenir inundaciones en este lugar, este trabajo tiene como objetivo explorar la aplicabilidad del modelo SWASH, teniendo en cuenta que, a partir de sus potencialidades matemáticas, este puede reproducir y predecir los fenómenos de propagación y de rebase del oleaje y, por tanto, resulta de gran utilidad para estudios de ingeniería. La validación del mismo se efectúa mediante la comparación con resultados previos de laboratorio obtenidos mediante la modelación física.

## Modelo numérico

El modelo SWASH es un modelo de dominio en el tiempo para simular flujo en forma no hidrostática, con superficie libre y rotacional, Zijlema et al (2011). Las ecuaciones gobernantes son las conocidas como de aguas poco profundas incluyendo un término de presión no hidrostática. Estas, en una dimensión y promediadas en la profundidad en forma no conservativa se expresan de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{2} \frac{\partial q_b}{\partial x} + \frac{1}{2} \frac{q_b}{h} \frac{\partial (\zeta - d)}{\partial x} + c_f \frac{u|u|}{h} = \frac{1}{h} \frac{\partial \left( h \nu_t \frac{\partial u}{\partial x} \right)}{\partial x} \quad (2)$$

$$\frac{\partial w_s}{\partial t} = \frac{2q_b}{h} - \frac{\partial w_b}{\partial t} \quad (3)$$

$$w_s = -u \frac{\partial d}{\partial x} \quad (4)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{w_s - w_b}{h} = 0 \quad (5)$$

Donde  $t$  es el tiempo,  $x$  la coordenada horizontal,  $u$  la velocidad promediada en la profundidad en la dirección  $x$ ,  $w_s$  y  $w_b$  las velocidades en la dirección  $z$  en la superficie y el fondo, respectivamente,  $\zeta$  es la elevación de la superficie libre desde el nivel de aguas tranquilas,  $d$  es la profundidad de aguas tranquilas y  $h$  la profundidad total.  $q_b$  es la presión no hidrostática en el fondo,  $g$  es la aceleración de la gravedad,  $c_f$  el coeficiente adimensional de fricción de fondo y  $\nu_t$  la viscosidad de remolino.

Una descripción completa sobre el modelo numérico, las condiciones de contorno y esquemas numéricos se puede encontrar en Zijlema et al (2011).

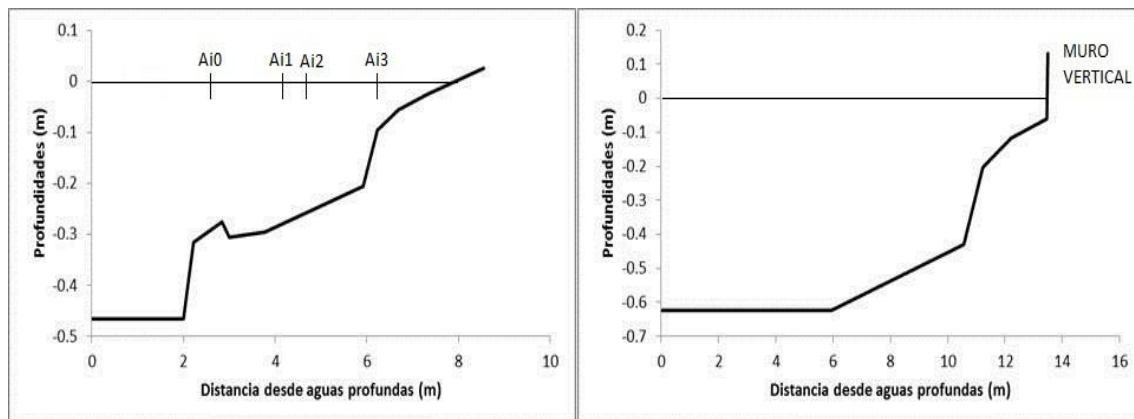
## Establecimiento del modelo físico

Se toma un perfil característico de la zona de estudio del malecón de La Habana donde se realizaron estudios sobre la efectividad de diversas tipologías de obras costeras, Córdova et al (2016).

## Fase experimental de la modelación física

Para el desarrollo de la modelación física de las diferentes tipologías de protección costera propuesta para dar solución al problema de las inundaciones en el malecón de La Habana se realizaron unas series de ensayos en dos instalaciones del Laboratorio de Ingeniería Costera de la Universidad "Federico II" de Nápoles, en Italia, Córdova et al (2016). De los mismos, se seleccionaron dos para llevar a cabo este estudio.

La primera es un canal de oleaje, en donde se desarrolló un modelo a escala 1:66 (ver Ilustración 1 izquierda) para poder observar el comportamiento del oleaje irregular en su propagación hacia la costa. La otra fue el tanque de oleaje irregular de Departamento de Ingeniería Civil, Arquitectura y Medio ambiente, DICEA, para el estudio del rebase sobre un muro vertical, que se realizó a escala 1:30 (ver Ilustración 1 derecha).



**Figura 1.** Perfiles empleados en la modelación física. A la izquierda en escala 1:66. A la derecha en escala 1:30.

El canal tiene 23 m de largo, 0.5 m de ancho y 0.75 m de profundidad, está dotado de un generador de pistón capaz de reproducir ondas solitarias, regulares e irregulares. Fueron colocados varios sensores a lo largo del perfil para establecer el comportamiento de la ola, ver Ilustración 1 izquierda.

El tanque del DICEA presenta 32 m de largo, 18 m de ancho y 1.2 m de profundidad, y está dotado de un generador de olas de múltiples elementos que incluyen 16 pistones eléctricos con un máximo de desplazamiento de 0.30 m de olas con un frente total de 12 m. Dentro de este se construyó un canal de 1.56 m de ancho por 18.37 m de largo, en donde se efectuaron las modelaciones con vista a

determinar el rebase. En esta ocasión se ubicaron sensores solo en la posición correspondiente al muro.

Se llevaron a cabo 8 pruebas en el canal y 16 pruebas en el tanque de oleaje. Para las primeras se definieron cuatro valores de altura significativas de ola (4, 6, 8 y 10 m), dos periodos picos de la ola (12 y 10 s) como valores representativos de los eventos que han acontecido en la zona de estudio y se consideró una elevación del nivel del mar de 2.28 m, que corresponden a los máximos valores de surgencia que se reportan por el Instituto de Meteorología de Cuba, Pérez et al. (2015). Las pruebas realizadas en el tanque de oleaje consideran, además de todo lo anterior, una elevación del nivel del mar de 1.73 m.

## **Modelo físico a escala 1:66**

Los sensores colocados en diferentes posiciones a lo largo del perfil característico indicaron las características del oleaje y cuando este es afectado por los fenómenos de asomeramiento, fricción de fondo y rotura de la ola. El perfil que se reprodujo en el canal se extiende desde una profundidad de -30.00 m en prototipo por debajo del nivel medio del mar hasta una profundidad de -1.70 m al pie del muro.

Las mediciones se realizaron utilizando 4 sensores de nivel. El análisis se realiza para la banda de frecuencias incluida entre la mitad y el doble de la frecuencia pico. Estos se denominaron Ai0, Ai1, Ai2 y Ai3 y fueron distribuidos a lo largo del perfil para monitorear la propagación del oleaje, a 2.55 m; 3.99 m; 4.49 m y 6.09 m; respectivamente, a partir del origen del modelo, ver ilustración 1.

Para desarrollar los ensayos se tomó como oleaje de referencia valores obtenidos con el modelo de propagación de oleaje SWAN a profundidades de -30.00 m, -20.00 m y -10.00 m, una vez realizado la propagación del oleaje desde aguas profundas hasta dichas profundidades, Córdova et al. (2013).

Los parámetros del oleaje seleccionados para establecer los valores en el generador de olas en la condición de frontera mar afuera, corresponden a la profundidad de -30.00 m en prototipo respecto al nivel medio del mar, ver Tabla 1. En este,  $H_0$  representa la altura de ola en aguas profundas,  $H_{30}$  es la altura de la ola a 30 m de

profundidad,  $T_p$  es el periodo pico en aguas profundas y  $T_{p30}$  es el periodo de la ola para la profundidad de 30 m.

**Tabla 1.** Características del oleaje a 30 m de profundidad

| Núm. prueba | $H_o(m)$ | $T_p(s)$ | $H_{30}(m)$ | $T_{p30}(s)$ |
|-------------|----------|----------|-------------|--------------|
| 1           | 4.00     | 12       | 3.135       | 11.88        |
| 2           | 6.00     | 12       | 4.679       | 11.88        |
| 3           | 8.00     | 12       | 6.171       | 11.88        |
| 4           | 10.00    | 12       | 7.56        | 11.88        |
| 5           | 4.00     | 10       | 3.168       | 9.75         |
| 6           | 6.00     | 10       | 4.639       | 9.75         |
| 7           | 8.00     | 10       | 5.907       | 9.75         |
| 8           | 10.00    | 10       | 6.976       | 9.75         |

Una vez establecidas las condiciones para operar el modelo se realizaron las pruebas de propagación del oleaje. El comportamiento de este para las pruebas de la 1 a la 4 se muestran en el Tabla 2, así como de las pruebas de la 5 a la 8 en la 3.

**Tabla 2.** Altura de ola significativa y período pico medidos en los sensores para  $T_p = 12s$  y nivel del agua 2.28m. Datos en prototipo.

| Ref (m) | Ai0   |          | Ai1   |          | Ai2   |          | Ai3   |          |
|---------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|
|         | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ |
| 4       | 2.80  | 11.62    | 2.66  | 11.62    | 2.86  | 11.62    | 2.53  | 11.62    |
| 6       | 4.93  | 12.20    | 5.20  | 12.20    | 5.24  | 12.20    | 5.23  | 12.20    |
| 8       | 5.74  | 12.20    | 5.39  | 11.62    | 5.72  | 11.62    | 5.06  | 11.62    |
| 10      | 7.06  | 12.52    | 6.51  | 11.63    | 6.84  | 11.63    | 6.06  | 12.52    |

**Tabla 3.** Altura de ola significativa y período pico medidos en los sensores para  $T_p = 10s$  y nivel del agua 2.28m. Datos en prototipo.

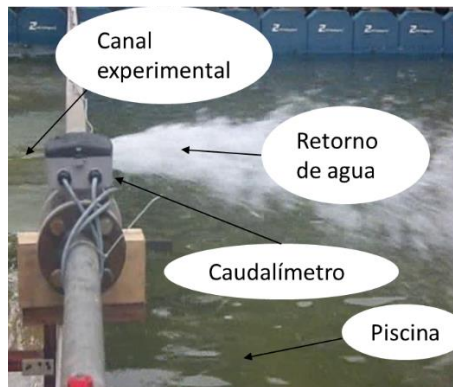
| Ref (m) | Ai0   |          | Ai1   |          | Ai2   |          | Ai3   |          |
|---------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|
|         | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ | Hs(m) | $T_p(s)$ |
| 4       | 2.80  | 9.76     | 2.72  | 10.17    | 2.90  | 10.17    | 2.72  | 9.42     |
| 6       | 4.07  | 9.76     | 3.91  | 10.17    | 4.14  | 10.17    | 3.80  | 9.76     |
| 8       | 5.14  | 10.16    | 4.91  | 10.16    | 5.21  | 10.16    | 4.70  | 10.16    |
| 10      | 6.74  | 10.17    | 6.29  | 10.17    | 6.67  | 10.17    | 5.97  | 9.76     |

Existe una reducción de la altura de ola, que se manifiesta en el sensor Ai0, debido a la reflexión que se produce en la barra. En el sensor Ai1 se observan valores menores que el sensor Ai0 esto es posible debido al asomeramiento, y también a la reflexión en sentido inverso debido a que en el perfil hay un aumento abrupto de profundidad después de la barra. En el sensor Ai2 la ola incrementa su altura ligeramente debido al asomeramiento. En el sensor Ai3 la altura de ola se reduce. En el laboratorio se observó que las olas rompieron después del último sensor, más cercano al punto donde se ubica el muro del malecón, 7.32 m del origen en el modelo.

### **Modelo físico a escala 1:30**

Después de haber conducido los ensayos a escala 1:66 en el canal, para definir la condición de frontera en el mar, que permitiría realizar los ensayos a la escala 1:30, se desarrolló el proceso de construcción del modelo y la calibración del oleaje. En esta ocasión, además de las pruebas ya mencionadas, se agregaron ocho mas, donde se varía la sobreelevación del mar de 2.28 a 1.73 m. En el tanque de oleaje aleatorio *RAndom wave TAnk* (RATA) del laboratorio antes mencionado se construyó un canal de 1.56 m de ancho por 18.37 m de largo.

Para medir la descarga media del rebase se colocó un depósito con capacidad de 1 m<sup>3</sup> justo detrás del muro. El agua que sobrepasa la estructura fue colectada en este depósito y devuelta hacia la zona del tanque de olas no ocupada por el canal mediante dos bombas sumergibles de 800 l/min. El agua bombeada pasa a través de un fluxómetro electromagnético (ilustración 2), donde el volumen de fluido fue progresivamente calculado, Córdova et al (2015).



**Figura 2.** Vista del fluxómetro electromagnético.

El volumen de agua en el depósito al inicio ( $V_i$ ) y al final ( $V_f$ ) de cada prueba fue controlado por un sensor de oleaje suplementario localizado en el tanque colector y muestreada a 25 Hz. Por eso, la tasa de rebase se obtiene finalmente como:

$$q = \frac{V_{\text{bombeado}} + V_F - V_I}{D_t} \quad (6)$$

Posteriormente, fueron determinadas las condiciones de oleaje a la profundidad de 18.72 m en prototipo, la cual corresponde con la máxima profundidad para esta fase del estudio, que es equivalente a la posición de las paletas generadoras de oleaje en el modelo físico. En este, las condiciones de oleaje surgen de combinar las cuatro nuevas alturas de ola (2.7, 4.0, 5.4 y 6.5 m), los dos periodos (12 y 10 s) y los dos niveles del mar (2.28 y 1.73). Los valores para las profundidades de agua ( $h$ ) referidas al comienzo de la batimetría incorporan la elevación del nivel del mar según el caso, por ejemplo, 21 m se obtiene de sumar 18.72 m + 2.28 m, y 20.45 m de 18.72 m + 1.73 m.

Después de realizar el proceso de calibración se llevó a cabo la medición de la altura de ola al pie de la posición que ocuparía el muro, sin la presencia de la estructura para evitar los efectos del fenómeno de reflexión. El objetivo de esta medición es disponer de información para correlacionar el rebase con la altura de ola frente a la estructura. En la Tabla 4 se presenta los resultados. En este  $H_{m0}$  es la altura significativa de la ola en la posición del muro y  $T_p$  el periodo pico.

**Tabla 4.** Características del oleaje al pie de la posición de la estructura.

| Pruebas | Hm0 (m) | Tp (s) |
|---------|---------|--------|
| 1       | 2.51    | 12.16  |
| 2       | 2.99    | 12.16  |
| 3       | 3.24    | 11.50  |
| 4       | 3.55    | 12.16  |
| 5       | 2.44    | 10.46  |
| 6       | 2.75    | 10.46  |
| 7       | 3.04    | 10.46  |
| 8       | 3.26    | 10.46  |
| 9       | 1.82    | 11.50  |
| 10      | 2.09    | 12.16  |
| 11      | 2.32    | 12.87  |
| 12      | 2.63    | 12.87  |
| 13      | 1.65    | 9.97   |
| 14      | 1.80    | 10.46  |
| 15      | 2.11    | 10.46  |
| 16      | 2.28    | 10.46  |

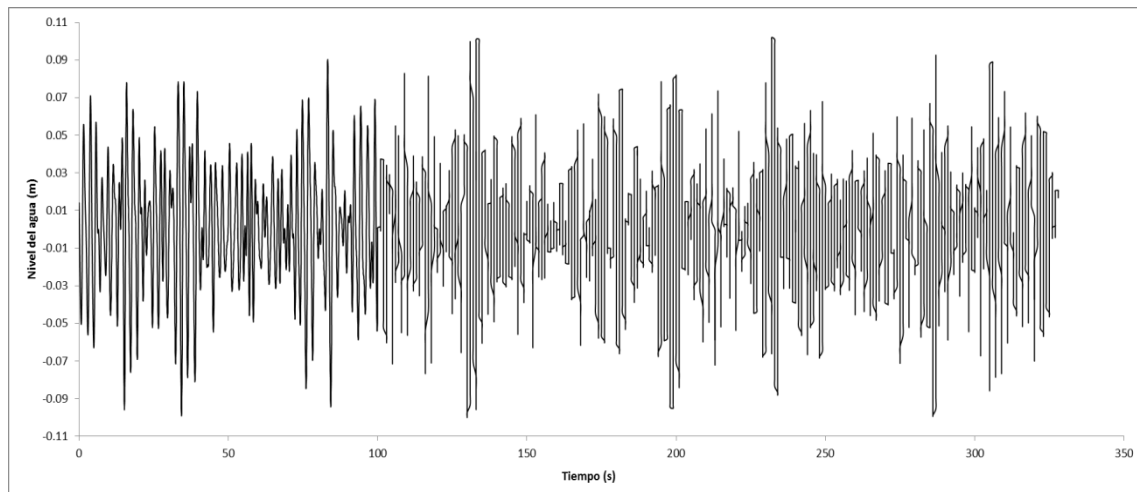
## Establecimiento del modelo SWASH

Para el análisis en 1D de la altura de la ola, la malla de cómputo relacionada con el perfil característico (ilustración 1 izquierda) es de una longitud de 8.55 m. La misma fue dividida en 855 segmentos, dígase con una discretización de 1cm. Esta precisión fue establecida para reproducir los cambios de pendientes presentes en el modelo físico. Llevando estos a prototipo serían 564.3 m y los segmentos tendrían 0.66 m de longitud. Para el caso del rebase, la malla de cómputo tuvo una longitud de 17.69 m (ilustración 1 derecha), dividida en 1768 segmentos, cada uno de 1 cm de longitud. En prototipo estas longitudes equivalen a 530.7 m y 0.30 m, respectivamente.

Para ambos casos se estableció una capa vertical, la fricción de fondo se tuvo en cuenta mediante la expresión de Manning con un coeficiente de fricción de 0.02; como recomienda el manual según Zijlema et al 2011; los parámetros asociados a la rotura del oleaje se

mantuvieron inalterables, y las presiones fueron calculadas de forma no hidrostática. El paso de tiempo empleado fue de 0.01 s, con lo cual se garantiza estabilidad numérica.

Debido a que tanto la propagación del oleaje como el rebase se realizaron en modelos físicos diferentes, los valores utilizados en cada caso de entrada en la paleta son distintos. Para el primero se dispuso de una altura significativa y un periodo pico, que describen un espectro de oleaje tipo JONSWAP con factor de apuntamiento espectral 3.3 en la paleta, y para el segundo se dispuso de una señal de entrada con duración de 5.5 min, tal y como se realizó en los experimentos del modelo físico, ver ilustración 3.



**Figura 3.** Señal de entrada para la prueba 10.

Se aplicó un contorno débil en el contorno del oleaje y la condición de radiación de Sommerfeld al final del dominio numérico para minimizar los efectos de la reflexión según Zijlema et al 2011.

## Validación del modelo SWASH

La utilización de parámetros estadísticos para la evaluación de las modelaciones realizadas da como medida el por ciento de acierto del modelo matemático con respecto a las mediciones realizadas. Se toma como valores observados los calculados por el modelo, y como valores medidos las mediciones tomadas por los sensores reales.

Los parámetros estadísticos seleccionados fueron  $R^2$ , BIAS y Error medio cuadrático. El  $R^2$ , ecuación 7, proporciona el cuadrado del coeficiente de correlación, los valores posibles que puede alcanzar oscilan entre 0 y 1, representando 0 ninguna correlación y 1 excelente correlación. El sesgo BIAS, ecuación 8 proporciona información sobre la tendencia del modelo a sobreestimar o subestimar una variable, por lo que cuantifica el error sistemático del modelo. Mientras más este parámetro esté próximo a cero mejor habrá sido la tendencia del modelo. Con el error medio cuadrático, ecuación 9, se obtiene el margen de error existente entre múltiples muestras, por lo que brinda la medida de las diferencias en promedio entre valores pronosticados y los observados. Al igual que en el caso anterior, mientras más este parámetro este próximo a cero mejor habrá sido la tendencia del modelo.

$$R^2 = \frac{(\sum(\phi_i - \bar{\phi}_i)(\phi_{iobs} - \bar{\phi}_{iobs}))^2}{\sum(\phi_i - \bar{\phi}_i)^2 \sum(\phi_{iobs} - \bar{\phi}_{iobs})^2} \quad (7)$$

$$BIAS = \sum_{i=1}^N \frac{(\phi_i - \phi_{iobs})}{N} \quad (8)$$

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^N \frac{(\phi_i - \phi_{iobs})^2}{N}} \quad (9)$$

Dónde  $\phi_i$  es la representación de los valores medidos,  $\bar{\phi}_i$  es la media de los valores medidos,  $\phi_{iobs}$  es la representación de los valores calculados por el modelo SWASH,  $\bar{\phi}_{iobs}$  es la media de los valores calculados por el modelo.

## Propagación del oleaje

La Tabla 5 muestra las alturas de ola significativas y el periodo pico correspondientes a los cuatro sensores para las pruebas 1 a 4, correspondientes al modelo físico y a la modelación numérica. En esta tabla todos los valores se encuentran a escala de modelo. En la columna 1 Ho\_mod representa la altura de ola en aguas profundas a

escala 1:66, en la columna 2 se muestra el valor de altura de ola transformada, correspondiente a la posición de las paletas ( $X=0$ ), con una profundidad de 0.45 m; en la columna 3 se especifica el modelo: físico o numérico (SWASH), en las columnas 4, 5, 6 y 7 se muestran los valores de altura de ola correspondientes a cada sensor según los modelos.

**Tabla 5.** Comportamiento de las alturas de ola en metros. Córdova *et al.* (2016).

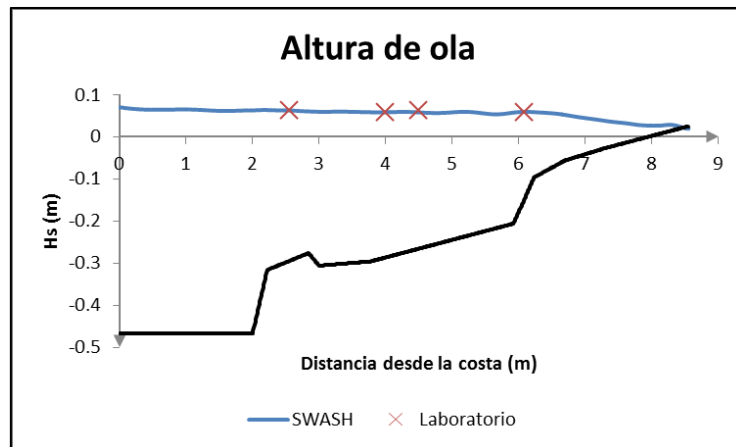
| <b>Ho_mod<br/>(m)</b> | <b>H<sub>x=0</sub><br/>(m)</b> | <b>Modelo</b> | <b>Ai0</b> | <b>Ai1</b> | <b>Ai2</b> | <b>Ai3</b> |
|-----------------------|--------------------------------|---------------|------------|------------|------------|------------|
| 0.061                 | 0.0480                         | Físico        | 0.0420     | 0.0410     | 0.0440     | 0.0410     |
|                       |                                | SWASH         | 0.0435     | 0.0403     | 0.0401     | 0.0413     |
| 0.091                 | 0.0703                         | Físico        | 0.0620     | 0.0590     | 0.0630     | 0.0580     |
|                       |                                | SWASH         | 0.0632     | 0.0590     | 0.0589     | 0.0601     |
| 0.121                 | 0.0895                         | Físico        | 0.0780     | 0.0740     | 0.0790     | 0.0710     |
|                       |                                | SWASH         | 0.0809     | 0.0763     | 0.0758     | 0.0769     |
| 0.152                 | 0.1058                         | Físico        | 0.1020     | 0.0950     | 0.1010     | 0.0900     |
|                       |                                | SWASH         | 0.0994     | 0.0953     | 0.0950     | 0.0972     |

Los resultados del modelo SWASH se encuentran muy cercanos a los medidos. Un análisis más profundo se muestra en la Tabla 6, en donde se exponen el parámetro Bias, el Error medio cuadrático (RMSE) y el promedio del error absoluto. Se puede observar que tanto para el Bias como para el RMSE se obtienen valores muy próximos a 0, lo cual es un indicativo de que el modelo matemático ha simulado adecuadamente las condiciones impuestas. El parámetro  $R^2$  no se tuvo en cuenta por no contar con un número de muestras suficientemente grande.

**Tabla 6.** Resultados de los parámetros estadísticos para las pruebas 1 a 4.

| <b>Ho<br/>(m)</b> | <b>Bias<br/>(m)</b> | <b>RMSE<br/>(m)</b> |
|-------------------|---------------------|---------------------|
| 0.061             | -0.0006             | 0.0019              |
| 0.091             | -0.0002             | 0.0021              |
| 0.121             | -0.0017             | 0.0040              |
| 0.152             | -0.0002             | 0.0044              |

En la Figura 4 se muestra la evolución del oleaje para el caso en el que la altura de ola en aguas profundas es de 0.091 m (6 m en prototipo). Las cruces rojas representan los valores registrados por los sensores.

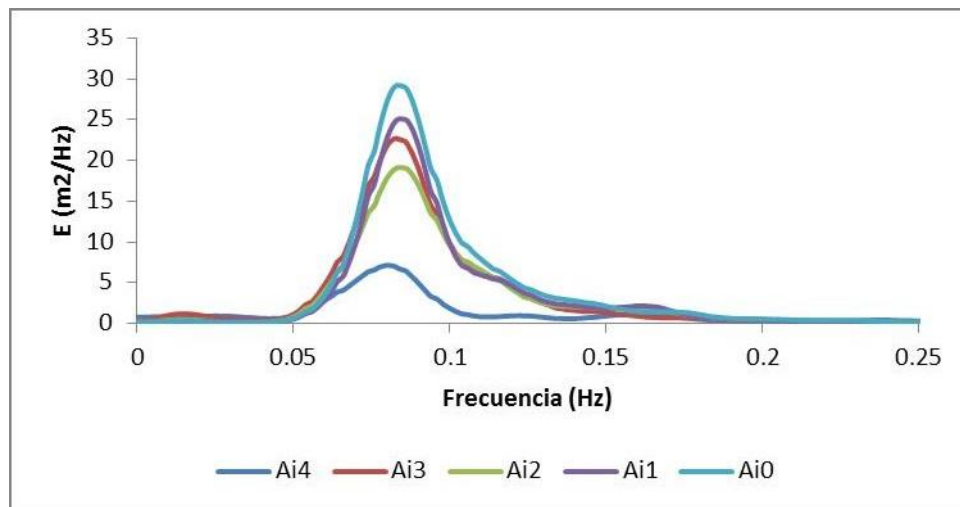


**Figura 4.** Propagación del oleaje para  $H_0 = 0.091$  m (6.0 m en prototipo).

Los valores de altura de ola de la Tabla 5 se obtuvieron a partir de procesar digitalmente la señal obtenida en la localización de cada sensor para cada prueba. Este registro se ordenó para formar un espectro de energía en función de la frecuencia. Conociendo el área bajo la curva de este espectro ( $A$ ) se determinó la altura significativa ( $H_s$ ) mediante la expresión matemática siguiente.

$$H_s = 4 \cdot \sqrt{A} \quad (10)$$

En la Figura 5 se muestra la variación del espectro de energía para las cuatro posiciones de los sensores, y agregando un quinto, denominado  $A_{i4}$  que se encuentra en la ubicación de la estructura a 7.31 m del origen.



**Figura 5.** Espectros de potencia para  $H_o = 0.091$  m (6.0 m en prototipo),  $T_p = 1.20$  s (10 s en prototipo) y  $S = 0.035$  m (2.28 m en prototipo).

Es fácilmente observable como a medida que la onda se aproxima a la costa (desde Ai0 hasta Ai4) el área bajo la curva va disminuyendo, lo que representa una pérdida de energía debido a los distintos fenómenos que la afectan, como el asomeramiento, la fricción con el fondo y rotura de la ola. Véase también como hubo un incremento desde el punto Ai2 al Ai3 debido a que el fondo empujó la ola y luego se experimenta un fuerte decaimiento de esta, pero sin llegar a romper, como sucedió en el modelo físico.

## Determinación del rebase promedio

Los resultados del modelo 1:30 permiten establecer los valores de referencia para comparar, ver Tabla 7. Esta comparación tendrá lugar procesando los resultados arrojados con el modelo SWASH, pero también a partir de las expresiones empíricas planteadas en el manual EurOtop, EurOtop (2007).

**Tabla 7.** Tasas de rebase medidas en modelo físico 1:30.

| No. prueba | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|------------|---|---|---|---|---|---|---|---|
|            |   |   |   |   |   |   |   |   |

|            |        |        |        |        |        |        |        |        |
|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Q(m2/s)    | 0.0023 | 0.0036 | 0.0053 | 0.0069 | 0.0021 | 0.0032 | 0.0045 | 0.0060 |
| No. prueba | 9      | 10     | 11     | 12     | 13     | 14     | 15     | 16     |
| Q(m2/s)    | 0.0011 | 0.0021 | 0.0034 | 0.0049 | 0.0011 | 0.0018 | 0.0028 | 0.0041 |

## Modelo Swash vs Modelo Físico

El rebase instantáneo producido por el oleaje,  $q(t)$ , fue obtenido con el modelo SWASH al final del muro. A partir de este valor, se puede determinar la descarga media del rebase,  $q$ , mediante la ecuación 11. Donde  $t_s$  y  $t_e$  son el tiempo de comienzo y fin de la medición de la descarga del rebase, respectivamente.

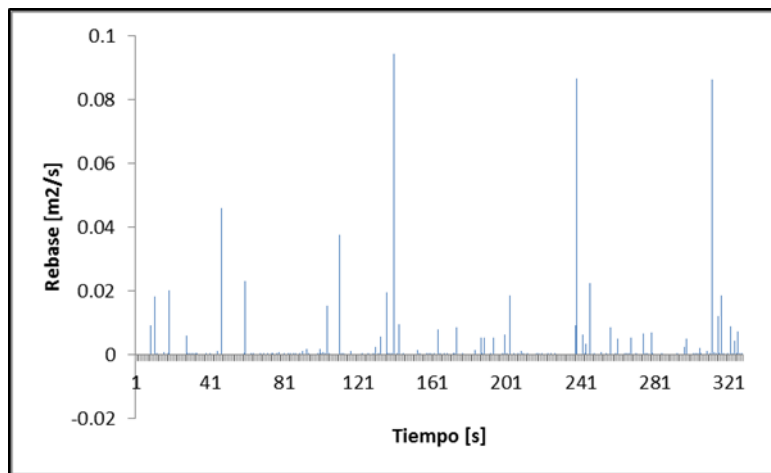
$$q = \int_{t_s}^{t_e} q(t) \cdot dt / (t_e - t_s) \quad (11)$$

Los resultados de aplicar esta expresión se muestran en la Tabla 8, en donde se incorporan los de la Tabla 7 denotado por la variable  $q_{MF}$ . La Figura 6 muestra el comportamiento del caudal instantáneo de la prueba 10.

**Tabla 8.** Tasas de rebase promedio obtenidas con el SWASH.

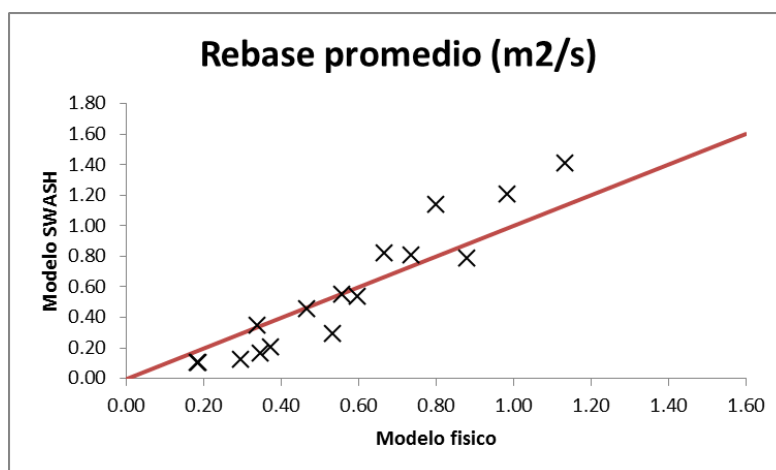
| pruebas | $q_{MF}$<br>(m2/s) | $q_{SWASH}$ (m2/s) | Error Absoluto<br>(m2/s) |
|---------|--------------------|--------------------|--------------------------|
| 1       | 0.0023             | 0.0013             | 0.0010                   |
| 2       | 0.0036             | 0.0033             | 0.0004                   |
| 3       | 0.0053             | 0.0048             | 0.0006                   |
| 4       | 0.0069             | 0.0086             | -0.0017                  |
| 5       | 0.0021             | 0.0010             | 0.0011                   |
| 6       | 0.0032             | 0.0018             | 0.0015                   |
| 7       | 0.0045             | 0.0049             | -0.0004                  |
| 8       | 0.0060             | 0.0073             | -0.0013                  |
| 9       | 0.0011             | 0.0006             | 0.0005                   |
| 10      | 0.0021             | 0.0021             | -0.0001                  |

|    |        |        |         |
|----|--------|--------|---------|
| 11 | 0.0034 | 0.0033 | 0.0001  |
| 12 | 0.0049 | 0.0069 | -0.0021 |
| 13 | 0.0011 | 0.0006 | 0.0005  |
| 14 | 0.0018 | 0.0007 | 0.0010  |
| 15 | 0.0028 | 0.0028 | 0.0001  |
| 16 | 0.0041 | 0.0050 | -0.0009 |



**Figura 6.** Comportamiento instantáneo del rebase para la prueba 10.

En la Figura 7 se expone la correlación entre los valores de las columnas 2 y 3 de la Tabla 8.



**Figura 7.** Correlación entre valores medidos y modelados.

En esta última, la línea roja indica la recta  $y = x$ , véase que tres pruebas se encuentran sobre esta, y del resto la mayoría se

encuentra en la vecindad. Lo cual es prueba de la capacidad del modelo de reproducir adecuadamente el fenómeno de rebase. Además, cuando se determinaron los parámetros estadísticos descritos anteriormente se obtuvo un  $R^2 = 0.92$ ; Bias = -0.00002 m<sup>2</sup>/s y RMSE = 0.0010 m<sup>2</sup>/s.

Se señala que el modelo SWASH subestima los valores de rebase promedio para los caudales de más bajos, y sobreestima los valores para los caudales más altos, esto implica una diferencia con lo señalado por Suzuki et al (2011), donde en todas las pruebas realizadas por este investigador siempre el modelo SWASH subestimo los rebases al ser comparados con los medidos en el modelo físico.

Esto puede estar motivado ya que el modelo no reproduce adecuadamente debido a inestabilidad que se genera por ser un modelo integrado en la profundidad, y no representa con exactitud la propagación del oleaje en el frente de la ola que sobrepasa la estructura y, puede sobreestimar los resultados debido a que el valor del coeficiente de Manning seleccionado para la modelación numérica no reproduzca de forma real el proceso de pérdida de energía del oleaje con el fondo y con el muro, y la energía del oleaje sean mayor, trayendo consigo valores mayores de rebases para las alturas de ola significativas mayores. Esto implica la necesidad de continuar investigando para una mejor calibración del modelo, no obstante, los resultados obtenidos en esta investigación son muy buenos.

## **Modelo Swash vs. ecuaciones del manual Eurotop**

Consultando el manual para el rebase antes mencionado, el cual ha sido elaborado a partir de la experiencia de instituciones e investigadores de varias naciones, se compara el resultado del modelo numérico con la expresión que aparece en dicho material para el caso de un muro vertical no protegido.

El valor esperado de tasa de rebase promedio puede ser estimado distinguiendo entre dos condiciones hidrodinámicas conocidas como pulsante e impulsiva. La primera ocurre cuando el oleaje es de pequeña esbeltez y relativamente pequeño en comparación con la profundidad local. El último tiene lugar cuando el oleaje es largo en relación con la profundidad local para romper violentamente contra el muro. Para proseguir con la determinación del rebase del oleaje es

necesario determinar primeramente el régimen dominante para una estructura y un estado del mar dados. El parámetro de impulsividad ha sido definido como:

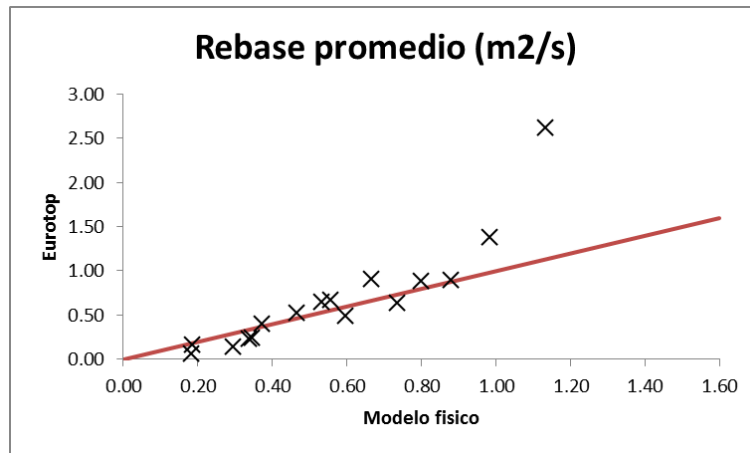
$$h_* = 1.35 \cdot \frac{h_s}{H_{m0}} \cdot \frac{2\pi \cdot h_s}{gT_{-10}^2} \quad (12)$$

Donde  $h_s$  es la profundidad media al pie del muro y  $T_{-10}$  es el periodo medio espectral basado en el momento de orden -1 y 0 del espectro de potencia incidente. Las condiciones de no impulsividad prevalecen cuando  $h_* > 0.3$ , y las condiciones de impulsividad son observadas cuando  $h_* < 2$ . Para las condiciones de impulsividad, que es la situación que se aborda, las ecuaciones de predicción son:

$$\frac{q}{h_*^2 \sqrt{gh_s^3}} = 1.5 \cdot 10^{-4} \cdot \left( \frac{h_* R_c}{H_{m0}} \right)^{-3.1}, \text{ Si } 0.03 < h_* R_c / H_{m0} < 1 \quad (13)$$

$$\frac{q}{h_*^2 \sqrt{gh_s^3}} = 2.7 \cdot 10^{-4} \cdot \left( \frac{h_* R_c}{H_{m0}} \right)^{-2.7}, \text{ Si } h_* R_c / H_{m0} < 0.02 \quad (14)$$

Para los valores intermedios del parámetro  $h_* R_c / H_{m0}$ , debe usarse el máximo de las dos fórmulas anteriores. Estableciendo una comparación similar a la mostrada en la Figura 7, se presenta la Figura 8, en donde se correlacionan los valores del modelo físico con los obtenidos con estas fórmulas. En la Tabla 9 aparecen estos valores. Respecto los parámetros estadísticos se puede comentar que se obtuvo un  $R^2 = 0.79$ ; Bias = -0.00068 m<sup>2</sup>/s y RMSE = 0.0024 m<sup>2</sup>/s, que comparándolos con los del SWASH representan un resultado más alejado de las mediciones.



**Figura 8.** Correlación entre valores medidos y calculados.

**Tabla 9.** Tasas de rebase promedio obtenidas con el manual Eurotop.

| pruebas | q_MF<br>(m <sup>2</sup> /s) | q_Eurotop<br>(m <sup>2</sup> /s) | Error Absoluto<br>(m <sup>2</sup> /s) |
|---------|-----------------------------|----------------------------------|---------------------------------------|
| 1       | 0.0023                      | 0.0024                           | -0.0001                               |
| 2       | 0.0036                      | 0.0030                           | 0.0006                                |
| 3       | 0.0053                      | 0.0054                           | -0.0001                               |
| 4       | 0.0069                      | 0.0159                           | -0.0091                               |
| 5       | 0.0021                      | 0.0014                           | 0.0007                                |
| 6       | 0.0032                      | 0.0039                           | -0.0007                               |
| 7       | 0.0045                      | 0.0038                           | 0.0006                                |
| 8       | 0.0060                      | 0.0084                           | -0.0024                               |
| 9       | 0.0011                      | 0.0010                           | 0.0001                                |
| 10      | 0.0021                      | 0.0014                           | 0.0007                                |
| 11      | 0.0034                      | 0.0040                           | -0.0006                               |
| 12      | 0.0049                      | 0.0054                           | -0.0005                               |
| 13      | 0.0011                      | 0.0003                           | 0.0008                                |
| 14      | 0.0018                      | 0.0008                           | 0.0010                                |
| 15      | 0.0028                      | 0.0032                           | -0.0004                               |
| 16      | 0.0041                      | 0.0055                           | -0.0015                               |

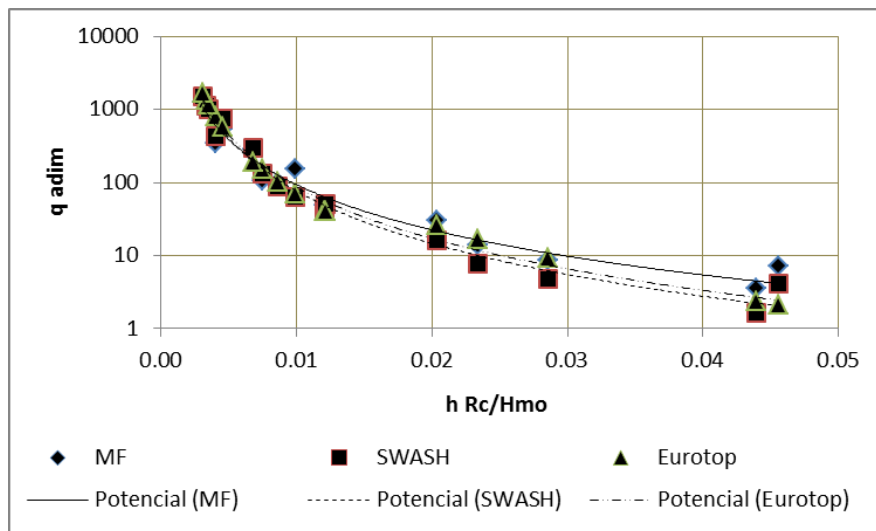
En cuanto a la diferencia entre los valores obtenidos con las ecuaciones empíricas y con el modelo SWASH, esta no es considerable, ver Tabla 10. Aplicando los parámetros estadísticos se obtiene un  $R^2 = 0.77$ ; Bias = -0.00069 m<sup>2</sup>/s y RMSE = 0.0021 m<sup>2</sup>/s.

**Tabla 10.** Comparación entre los valores obtenidos por el modelo SWASH y el manual Eurotop.

| Pruebas | q_Eurotop(m <sup>2</sup> /s) | q_SWASH(m <sup>2</sup> /s) | Error Absoluto (m <sup>2</sup> /s) |
|---------|------------------------------|----------------------------|------------------------------------|
| 1       | 0.0024                       | 0.0013                     | 0.0012                             |
| 2       | 0.0030                       | 0.0033                     | -0.0003                            |
| 3       | 0.0054                       | 0.0048                     | 0.0007                             |
| 4       | 0.0159                       | 0.0086                     | 0.0074                             |
| 5       | 0.0014                       | 0.0010                     | 0.0005                             |
| 6       | 0.0039                       | 0.0018                     | 0.0021                             |
| 7       | 0.0038                       | 0.0049                     | -0.0011                            |
| 8       | 0.0084                       | 0.0073                     | 0.0011                             |
| 9       | 0.0010                       | 0.0006                     | 0.0004                             |
| 10      | 0.0014                       | 0.0021                     | -0.0007                            |
| 11      | 0.0040                       | 0.0033                     | 0.0007                             |
| 12      | 0.0054                       | 0.0069                     | -0.0016                            |
| 13      | 0.0003                       | 0.0006                     | -0.0003                            |
| 14      | 0.0008                       | 0.0007                     | 0.0001                             |
| 15      | 0.0032                       | 0.0028                     | 0.0005                             |
| 16      | 0.0055                       | 0.0050                     | 0.0005                             |

Comparando las tres fuentes de resultados (modelación física, modelación numérica y ecuación empírica), según se muestra en la ilustración 9, se puede apreciar que tanto el modelo SWASH como las ecuaciones empíricas del EurOtop, en la mayoría de los casos, se reproducen las condiciones de laboratorio adecuadamente, en caso del modelo SWASH presenta mejores resultados, lo que permite corroborar, para el caso estudio, la aplicabilidad del modelo objeto de investigación, y sus potencialidades en futuras trabajos relacionados con la propagación del oleaje y el rebase del oleaje en obras de protección costeras. En esta ilustración el rebase adimensional se obtiene de la siguiente expresión:

$$q_{\text{adim}} = \frac{q}{h_*^2 \sqrt{gh_s^3}} \quad (15)$$



**Figura 9.** Comparación del rebase promedio por diferentes vías.

## Conclusiones

Se implementó el modelo SWASH en 1D para el estudio de la propagación del oleaje y el rebase en muros costeros de sección transversal vertical. La aplicabilidad de este quedó demostrada mediante la comparación con las mediciones realizadas en dos modelos físicos, uno en escala 1:66 y el otro en escala 1:30, condicionados para la propagación del oleaje y el rebase, respectivamente.

Se alcanzó alta correlación en la simulación de la propagación del oleaje ( $RMSE < 0.0044$  m), así como en la del rebase ( $R^2 = 0.92$ ). Además, se emplearon expresiones empíricas para estimar este último fenómeno, y también se pudo constatar una buena correlación entre el modelo SWASH y estas ( $R^2 = 0.77$ ). Estos resultados se deben a que en el modelo SWASH se considera la presión de forma no hidrostática. Aunque en el caso del rebase, para bajos y altos caudales, hay alguna discrepancia entre el modelo SWASH y los experimentos físicos, debido a que es un modelo numérico integrado en la profundidad lo que afecta en la fricción de fondo.

Las fórmulas empíricas para el rebase fueron comparadas con la medición de laboratorio, y se comprobó que estas reproducen con buena correlación ( $R^2 = 0.79$ ) el rebase de la ola.

## Referencias

- Córdova, L., Lamazares, R. y Salgueiro, G. (2013). *Propuestas de obras de defensa de costas para dar solución a las penetraciones del mar en la zona del Malecón Tradicional de la Ciudad de La Habana*. La Habana, Cuba.
- Córdova, L., Salerno, D., Dentale, F., Capobiando, A. y Buccino, M. (2015) *Experimental campaign on the overtopping of the seawall Malecón Tradicional*. Recuperado de <http://www.researchgate.net/publication/281584353>
- Córdova, L., Torres, R. y Ponce, M. (2016) *Simulación de los fenómenos hidrodinámicos en la zona del Malecón Tradicional. Modelación de la marea meteorológica durante la ocurrencia de un evento extremo*. La Habana, Cuba.
- Pérez, P. J., Pérez, R. y Casals, R. (2015). "Estudio de las probabilidades de ocurrencia de los incrementos del nivel del mar en la zona del Malecón tradicional, debidos a eventos meteorológicos peligrosos". La Habana, Cuba.
- Pullen, T., Allsop, W., Bruce, T., Kortenhaus, A., Schüttrumpf, H. & van der Meer, J. (2007) Wave overtopping of sea defences and related structures: Assessment manual. *Die Küste*, 73 (EurOtop), pp. 1-178. Recuperado de [http://www.overtopping-manual.com/assets/downloads/EAK-K073\\_EurOtop\\_2007.pdf](http://www.overtopping-manual.com/assets/downloads/EAK-K073_EurOtop_2007.pdf)
- Suzuki, T., Verwaet, T., Hassan, W., Velae, W., Reyns, J., Trou, K., Troch, P. y Zijlema, M. (Noviembre, 2011). *The applicability of SWASH model for wave transformation and wave overtopping: A case study for the Flemish coast*. ACOMEN, 5th International Conference on Advanced Computational Methods in Engineering. Belgium: Universidad de Liege.
- Tuan, T., & Oumeraci, H. (2010). A numerical model of wave overtopping on seadikes. *Coastal Engineering*, 57 (8), 757-772. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2010.04.007
- Zijlema, M., Stelling, G.S. & Smit P. (2011). SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters. *Coastal Engineering*, 58 (10), 992-1012. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2011.05.015

## **Modelación física de erosión en estructuras de baja altura con saltos esquí**

### **Physical modeling of erosion in low height structures with ski jumps**

Matías Eder<sup>1</sup>

Gerardo Hillman<sup>2</sup>

Leticia Tarrab<sup>3</sup>

Mariana Pagot<sup>4</sup>

Andrés Rodríguez<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), Buenos Aires, Argentina, [matiaseder@unc.edu.ar](mailto:matiaseder@unc.edu.ar), ORCID: 0000-0003-0624-5781

<sup>2</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, [ghillman@efn.uncor.edu](mailto:ghillman@efn.uncor.edu)

<sup>3</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, [ltarrab@gmail.com](mailto:ltarrab@gmail.com), [leticia.tarrab@unc.edu.ar](mailto:leticia.tarrab@unc.edu.ar), ORCID: 0000-0002-5594-4848

<sup>4</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, [mariana.pagot@unc.edu.ar](mailto:mariana.pagot@unc.edu.ar), ORCID: 0000-0002-7435-3381

<sup>5</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), Buenos Aires, Argentina, [androdminplan@gmail.com](mailto:androdminplan@gmail.com), [andres.rodriguez@unc.edu.ar](mailto:andres.rodriguez@unc.edu.ar), ORCID: 0000-0002-4110-6464

Autor para correspondencia: Matías Eder, [matiaseder2@gmail.com](mailto:matiaseder2@gmail.com), [matiaseder@unc.edu.ar](mailto:matiaseder@unc.edu.ar)

## **Resumen**

La erosión local aguas abajo de estructuras hidráulicas puede comprometer la seguridad de las mismas. En el caso de obras con estructura terminal tipo salto de esquí hay vastos estudios e

investigaciones disponibles que proponen formulaciones teórico-experimentales para estimar la máxima profundidad de erosión. Sin embargo, las incertidumbres que aún existen en este tipo de fenómenos llevan a la necesidad de abordarlos mediante técnicas experimentales detalladas. En este trabajo se presenta un estudio experimental de erosión local aguas abajo de estructuras hidráulicas de baja altura con salto de esquí, donde la descarga se hace sobre un río de gravas; se comparan los resultados experimentales con los de fórmulas empíricas que aparecen en el estado del arte, validando el grado de aplicabilidad de las mismas.

**Palabras clave:** modelo físico, erosión local, fondo móvil, dissipador tipo salto esquí.

## Abstract

Local erosion downstream of hydraulic structures can compromise their safety. In the case of works with ski jumps, there are fewer empirical studies and empirical formulas to estimate the maximum depth of erosion. Moreover, the uncertainties that still exist in this kind of phenomenon, leads to the need to analyze these problems through detailed experimental techniques. This paper presents an experimental study of local erosion occurs downstream of hydraulic structures low altitude with sky jump dissipator in a river gravels and finally the experimental results obtained with the empirical formulas of the prior art are compared.

**Keywords:** Physical model, local erosion, movable bed, Sky jump dissipator.

Recibido: 09/03/2017

Aceptado: 08/11/2018

## Introducción

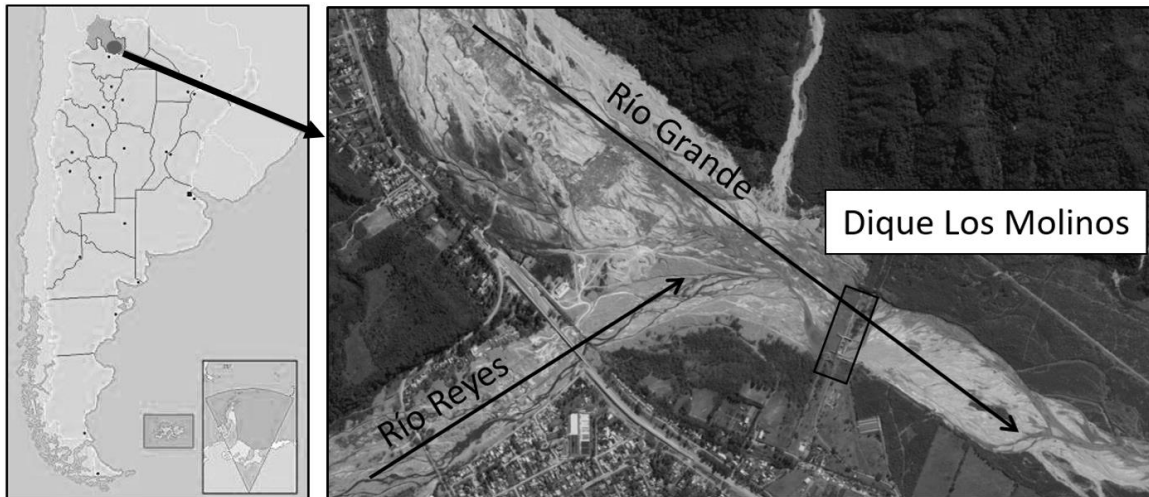
La erosión local aguas abajo de estructuras hidráulicas en cursos fluviales ha sido estudiada por diversos autores, llegando a formulaciones empíricas que permiten estimar la profundidad máxima

de erosión aguas abajo de la misma (p. ej., Mason & Arumugam, 1985; Lopardo, 2005; Heng, Tingsanchali, & Suetsugi, 2013). Sin embargo, para el caso de obras de baja altura con saltos esquí, son escasos los antecedentes, y subsisten aún incertidumbres en el comportamiento de tales estructuras, de la interacción fluido-estructura y de los procesos de erosión local. De manera habitual, la solución a dichos problemas se aborda mediante la modelación física, y el desarrollo y aplicación de técnicas experimentales, más que con modelos numéricos. En tal contexto se utilizan modelos físicos de fondo móvil, en los cuales el parámetro más difícil de reproducir con distorsión mínima es el material del fondo móvil, donde el caso más simple de arrastre de una partícula bajo flujo uniforme y permanente depende de numerosas variables, en particular de las características del material sólido, naturaleza del fluido, características dinámicas del escurrimiento y fuerzas de masa actuantes sobre las partículas (Fuentes, 2002; Lopardo, 2005).

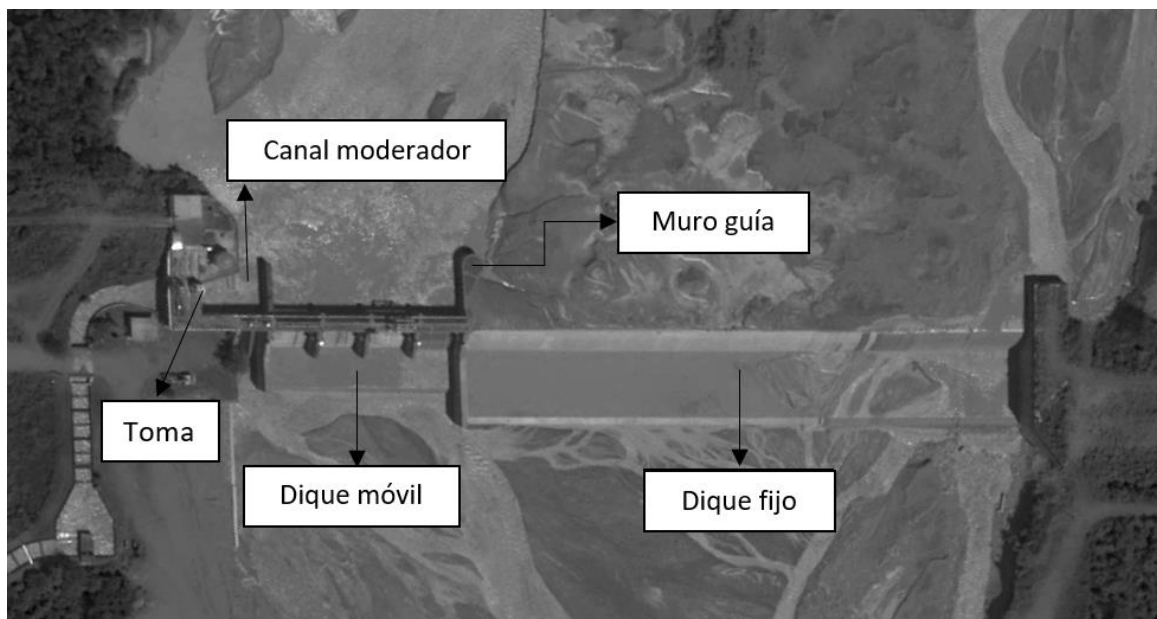
El objetivo de este estudio fue caracterizar la erosión local aguas abajo de estructuras de descarga de baja altura con saltos esquí en un modelo físico de fondo móvil, para lo cual fue necesario realizar un análisis de la granulometría óptima, para representarla en el lecho móvil del modelo físico.

## Caso de estudio

El caso de estudio es el dique de derivación Los Molinos, ubicado en la provincia de Jujuy, Argentina (UNC, 2012). Esta obra está emplazada sobre el río Grande, aguas arriba de la ciudad de San Salvador de Jujuy y aproximadamente a 1 km aguas abajo de su confluencia con el río Reyes (Figura 1). El dique derivador está conformado por tres estructuras de descarga: sobre la margen izquierda del cauce se ubica un azud fijo (dique fijo, DF), el cual se encuentra separado de las estructuras móviles por un muro guía; las estructuras móviles consisten en un vertedero controlado por cuatro compuertas de sección circular (dique móvil, DM), y un descargador de fondo o canal moderador (CM), regulado por dos compuertas planas; finalmente, sobre la margen derecha de la presa se encuentra la obra de toma (Figura 2).



**Figura 1.** Emplazamiento del dique Los Molinos (*Google Earth, 2012*).



**Figura 2.** Vista aérea del Prototipo mostrando las estructuras del dique Los Molinos (*Google Earth, 2012*).

Desde su construcción, la obra ha afectado el transporte de sedimentos. En los primeros años se generó una interrupción del flujo de sedimentos desde el sector de aguas arriba hacia el de aguas abajo. Este proceso llevó a la colmatación del embalse y dio lugar a un descenso generalizado del cauce aguas abajo de la presa de unos 9 m. Esta nueva configuración del entorno de la presa se aparta de las

condiciones de diseño de la obra original y se tradujo en un comportamiento anómalo de las estructuras de disipación de energía, lo cual generó erosiones locales al pie de las estructuras y sobre la margen derecha del canal moderador. Para adaptar las estructuras a la nueva configuración, se proyectaron obras de refuncionalización. Estas obras consistieron en una modificación de los perfiles originales del dique fijo, dique móvil y canal moderador por saltos de esquí. Estas estructuras tienen como objetivo alejar la zona de disipación de energía y sus consecuentes erosiones del pie de la estructura; es decir, no se busca reducir o evitar las erosiones, sino que las mismas no afecten la estabilidad de las obras existentes. Sin embargo, como obra estructural complementaria para evitar problemas de estabilidad del dique, se proyectó durante los trabajos de reparación un muro colado de hormigón armado construido *in situ* en el cauce, inmediatamente aguas abajo de las tres estructuras de descarga, cuya cota inferior surge de un estudio geotécnico complementario, considerando las profundidades máximas de erosión estimadas en este trabajo, su ubicación y las características del material del lecho.

## Materiales y métodos

### Instalación experimental

Los ensayos se realizaron en el modelo físico del dique Los Molinos (Jujuy, Argentina), diseñado con el objetivo de evaluar el funcionamiento hidráulico de las obras de refuncionalización del dique. Consiste de un modelo físico tridimensional (3D), con similitud de Froude, escala de longitudes no distorsionada ( $E_L = 1:65$ ) y fondo mixto, con márgenes fijas y fondo móvil en el cauce aguas abajo de la presa.

En el modelo físico se representan los contornos de las tres estructuras de descarga (dique fijo, dique móvil y canal moderador) con sus estructuras de control (compuertas). El dominio del modelo se extiende hacia aguas arriba de la presa, abarcando los tramos de aproximación del río Grande y del río Reyes con su confluencia

(aproximadamente 1 000 m); aguas abajo el modelo se extiende unos 500 m en prototipo. Dicha distancia fue definida de forma tal que las condiciones de borde impuestas aguas abajo no afectaran el comportamiento del flujo en la zona de erosión.

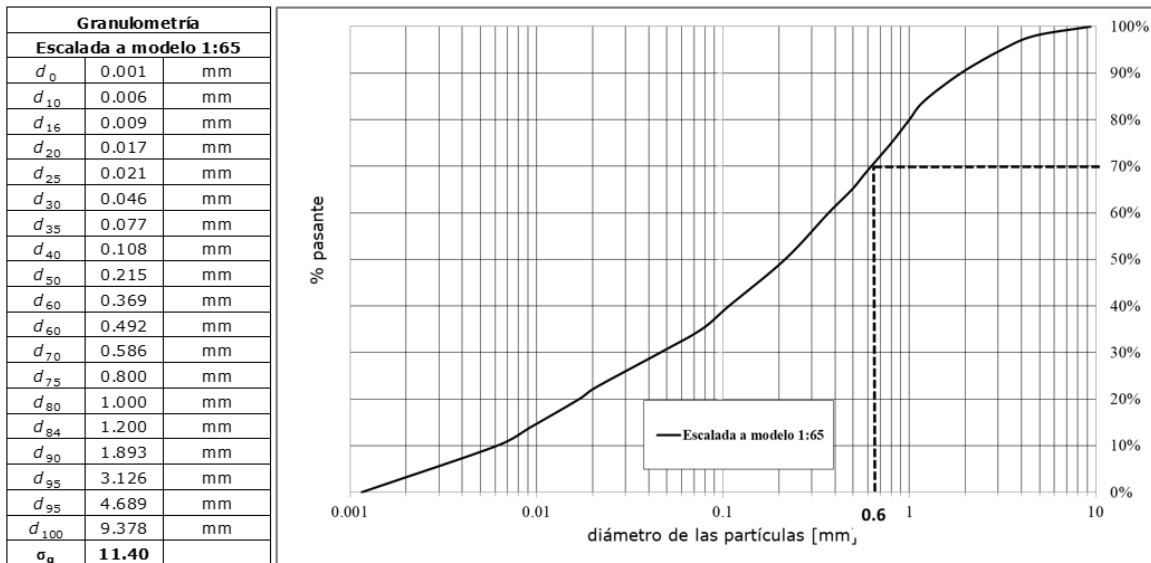
Para definir la geometría de cauce en la zona de aproximación a las obras se aplicó el método de la geometría del cauce. Este método permitió determinar el ancho  $B$ , la profundidad  $H$  de la sección transversal y la pendiente  $S$ , en función de un caudal dominante (Farias, 2005). Para determinar el caudal dominante se aplicó un criterio estadístico que se basa en asociar este caudal con una recurrencia entre 1.4 años y 2.33 años. Se adoptó como caudal dominante  $600 \text{ m}^3/\text{s}$ , correspondiente a una recurrencia de dos años, resultando un ancho de régimen de 110 a 150 m.

Las condiciones de contorno aguas abajo (niveles de restitución) se calcularon mediante simulación numérica unidimensional en régimen permanente utilizando el programa *HEC-RAS* (USACE).

## Material del fondo móvil

En un modelo físico a fondo móvil con transporte de sedimentos, los resultados son altamente dependientes de la distribución granulométrica inicial. Producto de la imposibilidad de conseguir la semejanza hidromorfológica, se debe seleccionar aquella granulometría en modelo que represente la física relevante del prototipo (acorazamiento, erosión generalizada y macroformas).

Para representar el lecho móvil en el modelo se ha utilizado un material natural de similar densidad y características clásticas a las que se encuentran en prototipo. En la Figura 3 se presenta la curva granulométrica del lecho en escala 1:65, a la cual llamaremos "curva ideal".



**Figura 3.** Curva granulométrica del prototipo escalada al modelo ("ideal").

Para pasar de la curva granulométrica "ideal" a la empleada en el modelo se tuvo en cuenta que:

1. El 35% inferior de la curva granulométrica "ideal" corresponde a sedimentos cohesivos (diámetros menores a 75 micrones), los cuales distorsionarían el funcionamiento del modelo, por lo cual la curva del modelo omite esta fracción.
2. Se adopta como diámetro mínimo de la granulometría del modelo 0.6 mm para evitar la generación de formas de fondo "parásitas" (rizos), que modificarían la rugosidad del cauce, distorsionando la similitud entre modelo y prototipo.

La escala de longitudes seleccionada (1:65) permite representar el tercio superior de la curva "ideal", la cual incluye los diámetros de la fracción gruesa de la curva. En la Tabla 1 se puede observar que la mayoría de las fórmulas empíricas utilizan como diámetros característicos esta fracción de la curva ( $d_{85}$ ,  $d_{90}$  y  $d_{95}$ ).

**Tabla 1.** Parámetros de la fórmula general de la ecuación de profundidad de erosión (ver citas \* en Mason & Arumugam, 1985).

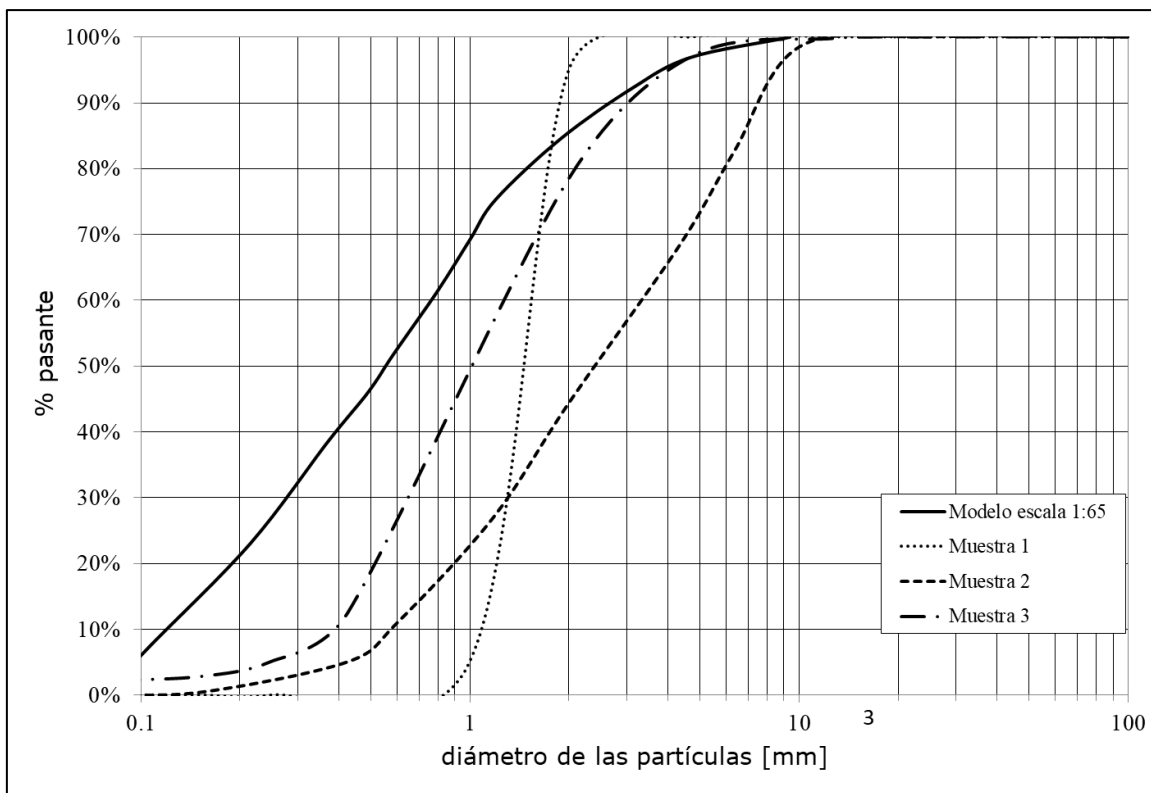
| Fórmula núm. | Referencia            | K     | x    | y     | Z | d |
|--------------|-----------------------|-------|------|-------|---|---|
| 1            | Veronese - A (1937) * | 1.9   | 0.54 | 0.225 | 0 |   |
| 2            | Damle - A (1966) *    | 0.652 | 0.5  | 0.5   | 0 |   |

| Fórmula<br>núm. | Referencia               | $K$   | $x$   | $y$    | $z$    | $d$      |
|-----------------|--------------------------|-------|-------|--------|--------|----------|
| 3               | Damle - B (1966) *       | 0.543 | 0.5   | 0.5    | 0      |          |
| 4               | Damle - C (1966) *       | 0.362 | 0.5   | 0.5    | 0      |          |
| 5               | Chian Min Wu (1973) *    | 1.18  | 0.51  | 0.235  | 0      |          |
| 6               | Taraimovich (1978) *     | 0.633 | 0.67  | 0.25   | 0      |          |
| 7               | Machado - A (1982) *     | 2.98  | 0.5   | 0.25   | 0      |          |
| 8               | Sofrelec (1980) *        | 2.3   | 0.6   | 0.1    | 0      |          |
| 9               | INCYTH (1985)            | 1.413 | 0.5   | 0.25   | 0      |          |
| 10              | Martins - B (1975) *     | 1.5   | 0.6   | 0.1    | 0      |          |
| 11              | Lopardo (1987)           | 0.798 | 0.5   | 0.5    | 0      |          |
| 12              | Schoklitsch (1932) *     | 0.521 | 0.57  | 0.2    | 0.32   | $d_{90}$ |
| 13              | Veronese - B (1937) *    | 0.202 | 0.54  | 0.225  | 0.42   | $d_{50}$ |
| 14              | Egenberger (1943) *      | 1.44  | 0.6   | 0.5    | 0.4    | $d_{90}$ |
| 15              | Hartung (1959) *         | 1.4   | 0.64  | 0.36   | 0.32   | $d_{85}$ |
| 16              | Franke (1960) *          | 1.13  | 0.67  | 0.5    | 0.5    | $d_{90}$ |
| 17              | Kotoulas (1967) *        | 0.78  | 0.7   | 0.35   | 0.4    | $d_{90}$ |
| 18              | Zeller (1981) *          | 0.88  | 0.686 | 0.686  | 0.372  | $d_{95}$ |
| 19              | Chee y Padiyar (1969) *  | 2.126 | 0.67  | 0.18   | 0.063  | $d_{50}$ |
| 20              | Bisaz y Tschopp (1972) * | 2.76  | 0.5   | 0.25   | 1      | $d_{90}$ |
| 21              | Chee y Kung (1971) *     | 1.663 | 0.6   | 0.2    | 0.1    | $d_{90}$ |
| 22              | Machado - B (1982) *     | 1.35  | 0.5   | 0.3145 | 0.0645 | $d_{90}$ |

## Selección del material granulometría del modelo

Esta tarea no es trivial y es crítica para la adecuada representación de los fenómenos erosivos en el prototipo. Se analizaron tres muestras diferentes (ver Figura 4):

- a) Muestra 1. Arena fraccionada (diámetros entre 1 y 2 mm),
- b) Muestra 2. Arena y grava (diámetros entre 0.6 y 12 mm),
- c) Muestra 3. Arena fraccionada (diámetros entre 0.6 y 4mm).



**Figura 4.** Comparación de la granulometría "ideal" y de las tres muestras (UNC, 2012).

En la curva "ideal" se observa que los diámetros característicos  $d_{85}$ - $d_{95}$  se encuentran en el rango de 1.2 a 3.4 mm y que una fracción importante (mayor a 25%) de las tres muestras está entre tales límites; por esta razón, a priori se consideró que las tres muestras podrían ser aptas para reproducir el fenómeno de erosión local.

Para analizar cuál de las muestras es la más adecuada se efectuaron ensayos preliminares de calibración, para lo cual:

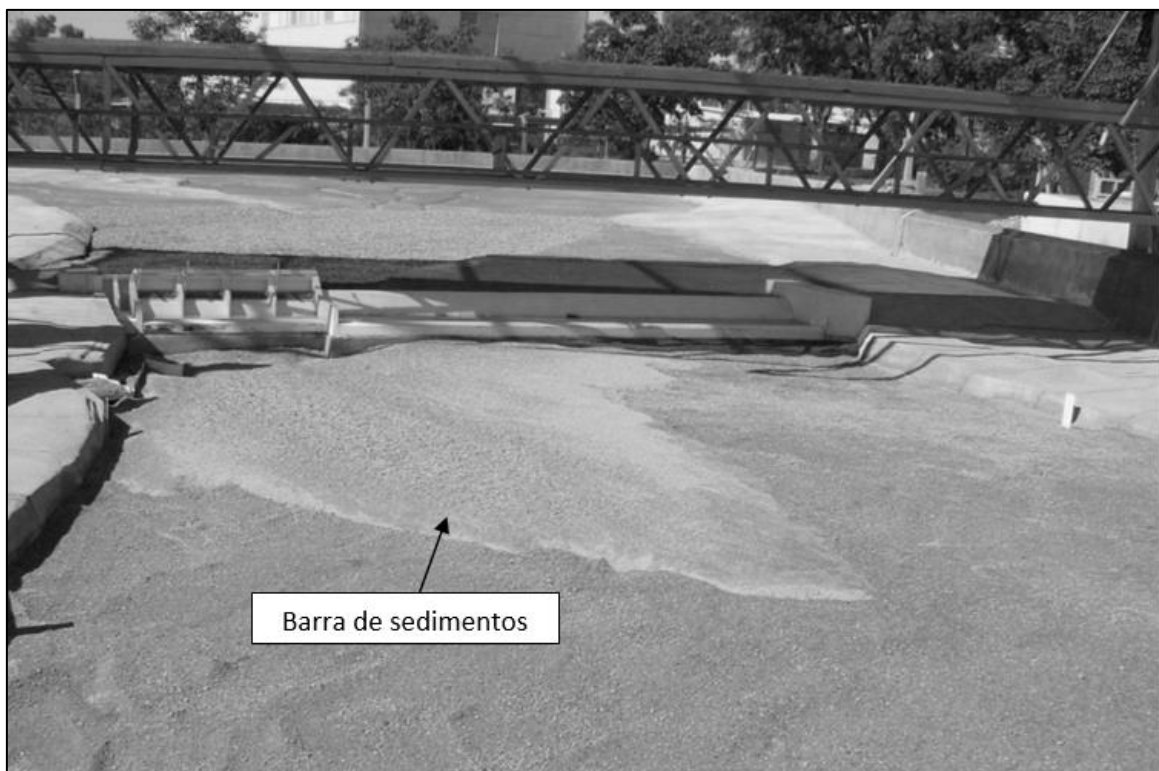
- Se espera que aguas abajo de la fosa de erosión se forme una "barra transversal" de sedimentos, con el material más grueso proveniente de la fosa.
- Se espera observar segregación de la granulometría sin alcanzar acorazamiento.

En esta serie de ensayos se observó que:

*Muestra 1:* no se formó la barra de sedimentación aguas abajo de la fosa de erosión y la erosión continuó indefinidamente en el tiempo, es decir que el fenómeno erosivo no se estabilizó, lo cual no representa el fenómeno en el prototipo. Muestra descartada.

*Muestra 2:* se formó la barra de sedimentos y la erosión se estabilizó; sin embargo, se formó una coraza en el talud de aguas abajo del foso de erosión y en la barra de sedimentos con un diámetro medio de 8 a 12 mm, equivalente a 520-780 mm en prototipo; este material se encuentra en el lecho en forma aislada y por lo tanto no se encuentra en cantidad suficiente como para que se forme dicha coraza. Muestra descartada.

*Muestra 3:* se formó la barra de sedimentos y la erosión se estabilizó en un cierto tiempo, además se produjo una segregación de los sedimentos en el talud de aguas abajo y en la barra de sedimentos, con un diámetro medio de 4 mm, equivalente a 260 mm en prototipo (Figura 5). Muestra seleccionada para el modelo.



**Figura 5.** Barra de sedimentos aguas abajo del foso de erosión, muestra 3:  $Q_{\text{prototipo}} = 900 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Se concluye que, para el caso analizado, la estabilización de la erosión depende de la formación de la barra de sedimentos, y la formación de la misma depende del transporte de sedimentos. Entonces, la fosa de erosión final es función tanto de las características hidráulicas como de los sedimentos y su distribución granulométrica. El hecho de que la erosión final es función de la curva granulométrica y de la formación de la barra de sedimento no está contemplado en ninguna de las formulaciones del estado del arte (Mason & Arumugam, 1985; Heng *et al.*, 2013).

## Condiciones hidráulicas modeladas

Se modelaron las siguientes condiciones:

Ensayo núm. 1. Caudal: 900 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), escurriendo por canal modelador y dique móvil.

Ensayo núm. 2. Caudal: 3 200 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), escurriendo por dique fijo.

Ensayo núm. 3. Caudal: 4 200 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), escurriendo por canal modelador, dique móvil y dique fijo.

Ensayo núm. 4. Caudal: 1 600 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), escurriendo por canal modelador, dique móvil y dique fijo.

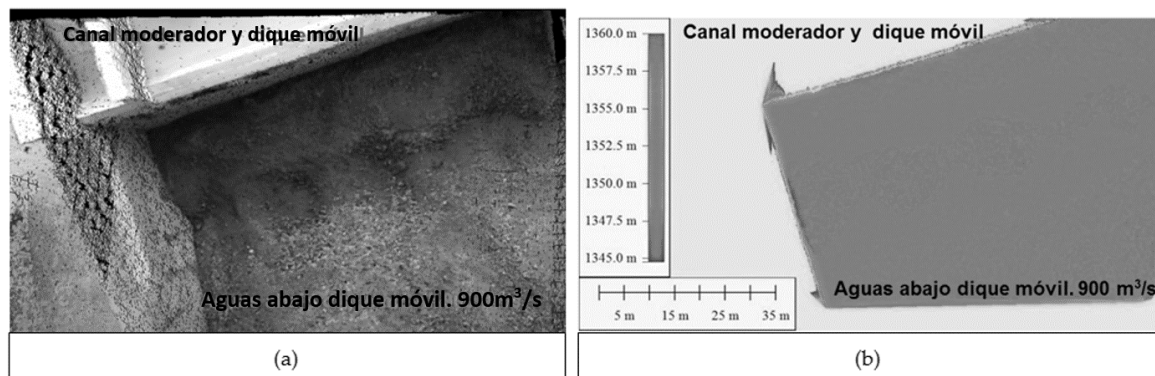
Ensayo núm. 5. Caudal: 600 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), escurriendo por canal modelador y dique móvil.

## Metodología experimental

Las erosiones fueron relevadas, utilizando un nivel óptico, en tres perfiles paralelos a la estructura (perpendicular al flujo), cubriendo toda la fosa de erosión. El perfil 1, medido al pie de la presa; el perfil 2, en el fondo del foso de erosión; y el perfil 3, coincidente con la barra de sedimentos.

Por otro lado, se midió la superficie del cauce erosionado (fosa de erosión, Figura 6a) mediante una cámara digital (Microsoft, 2010) que

permite la adquisición de información planialtimétrica con alta resolución espacial. Con esta información se generó un ráster de profundidades, conformando un modelo digital del terreno (MDT, Figura 6b). Los detalles metodológicos pueden verse en Pagot *et al.*, 2014.



**Figura 6.** (a) Imagen óptica del foso de erosión aguas abajo del dique móvil mediante Kinect, y (b) modelo digital del terreno.

Esta técnica de relevamiento tiene la ventaja de no alterar los resultados de los ensayos, pues permite adquirirlos en forma remota y con alta resolución espacial.

Para garantizar que la fosa de erosión llegue a un estado de cuasi equilibrio dinámico se realizó un monitoreo de las erosiones durante la ejecución de los ensayos en 12 puntos de control. Estas mediciones se realizaron cada 15 minutos hasta los primeros 90 minutos del ensayo y luego cada 30 minutos hasta que se alcanzó la estabilización de las erosiones. Se consideró que se llega a este estado de equilibrio cuando no se observen cambios significativos entre tres mediciones consecutivas.

A fin de evaluar la localización de las zonas de máxima velocidad y la distribución transversal del flujo se midieron las velocidades de ingreso a las estructuras mediante la técnica PTV (velocimetría por seguimiento de partículas). La aplicación de la técnica de velocimetría por seguimiento de partículas permite obtener los campos instantáneos y medios de velocidades, las líneas de trayectorias y líneas de trayectorias medias. Para el análisis de las imágenes se utilizó el *software* denominado *PTVLab* (Patalano, 2017).

## Estimaciones empíricas de la máxima profundidad de erosión ( $h_s$ )

Existen numerosas investigaciones que presentan formulaciones de tipo semiempíricas que permiten determinar la máxima profundidad de erosión sobre la base de consideraciones energéticas del escurrimiento y de las características del material del lecho (representadas por un diámetro característico).

A continuación se presentan las ecuaciones utilizadas en este trabajo para determinar la máxima profundidad de erosión. Estas ecuaciones se clasificaron en tres grupos, según los parámetros que intervienen en cada una de ellas:

Grupo I. Expresa la profundidad máxima de erosión ( $h_s$ ) en términos de la diferencia de energía entre aguas arriba y aguas abajo ( $H$ ), el caudal específico del chorro ( $q$ ) y el diámetro característico del material del lecho ( $d$ ).

La fórmula general que toma este grupo de ecuaciones es:

$$h_s = K \frac{q^x H^y}{d^z}$$

Donde  $K$ ,  $x$ ,  $y$ ,  $z$  son coeficientes y exponente que fueron calibrados por diferentes autores. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Tabla 1 se presentan los valores de dichos coeficientes propuestos por cada autor.

Se puede observar que desde la fórmula 1 hasta la 11, el exponente del diámetro característico es  $z = 0$ , es decir que estas expresiones no consideran al diámetro de los sedimentos para determinar la máxima profundidad de erosión.

Dentro de este grupo se incluye la fórmula propuesta por el IDIH:

Fórmula 23 – IDIH (1990): 
$$h_s = 2.6662 q H^{-0.5} + 0.3291H$$

Grupo II. Las ecuaciones contemplan, además de las variables  $q$ ,  $H$  y  $d$ , la altura del colchón de agua ( $h_r$ ) en el punto de impacto:

Fórmula 24- Jaeger (1939): 
$$h_s = 0.6 q^{0.50} H^{0.25} \left( \frac{h_r}{d^z} \right)^{0.333}$$

Fórmula 25 - Martins - A (1973): 
$$h_s = 0.14 N - 0.73 \frac{h_r^2}{N} + 1.7 h_r$$

donde: 
$$N = 7 \sqrt{\frac{Q^3 H^{1.5}}{d^2}}$$

Aquí se puede sustituir  $Q$  por  $q$  debido a que se asume que esta expresión puede ser aplicable para grandes láminas de flujo.

Fórmula 26 - Mason (1984): 
$$h_s = 1.65 \frac{q^{0.60} H^{0.05} h_r^{0.15}}{d^{0.10}}$$

Grupo III. Estas ecuaciones consideran también el ángulo con el cual incide el chorro sobre el colchón de agua ( $\beta$ ).

Fórmula 27 - Mikhalev (1960): 
$$h_s = \frac{1.804 q \sin \beta}{(1 - 0.215 \cot \beta)} \left( \frac{1}{d_{90}^{0.33} h_r^{0.50}} - \frac{1.126}{H} \right)$$

Fórmula 28- Rubinstein (1963): 
$$h_s = h_{CA} + 0.19 \left( \frac{H + h_r}{d_{90}} \right)^{0.75} \left( \frac{q^{1.20}}{H^{0.47} h_r^{0.33}} \right)$$

Fórmula 29 - Mirskhulava - (1967): 
$$h_s = \left( \frac{0.97}{\sqrt{d_{90}}} - \frac{1.35}{\sqrt{H}} \right) \frac{q \sin \beta}{1 - 0.175 \cot \beta} + 0.25 h_r$$

Las 29 fórmulas consideradas son de carácter semiempírico y se calibraron a partir de datos experimentales obtenidos de modelos físicos o de valores de erosión observados en prototipo.

Para estimar los caudales específicos ( $q$ ) que eroga cada una de las estructuras de descarga se utilizaron las curvas  $H - Q$ , correspondientes a cada estructura, y se consideró que el caudal se distribuye en forma uniforme en todo el ancho de la estructura.

Para determinar la altura de energía ( $H$ ) se consideró, además del desnivel geométrico que existe entre el nivel aguas arriba y el de restitución, la carga de velocidad en la sección en la cual se realizó la medición de los niveles:

$$H = H_G + \frac{V_m^2}{(2 \times g)}$$

Donde:

$H_G$ : desnivel geométrico entre el nivel aguas arriba y en nivel de restitución.

$V_m$ : velocidad media en la sección aguas arriba.

Para asignar valores a los diámetros característicos que intervienen en las fórmulas se utilizó la curva granulométrica del lecho ( $d_{95} = 0.130$  m;  $d_{90} = 0.123$  m;  $d_{85} = 0.116$  m, y  $d_{50} = 0.068$  m).

## Resultados

### Estudios experimentales

Se graficó la máxima profundidad de erosión ( $h_s$ ) *versus* las dos variables que aparecen en todas las formulaciones empíricas: el caudal específico  $q$  y la altura de energía  $H$ .

A priori se espera que a medida que aumenta el caudal específico ( $q$ ) y la altura de energía ( $H$ ), la máxima profundidad de erosión ( $h_s$ ) también se incremente (Heng *et al.*, 2013; Ahmed-Amin, 2015). Sin embargo, al observar la Figura 9 y Figura 10, en las cuales se grafican las relaciones  $q-h_s$  y  $H-h_s$ , se observó un comportamiento diferente al esperado en el canal moderador y el dique móvil.

En la Figura 9 se puede observar que en el dique móvil las erosiones máximas ( $h_s$ ) no presentaron cambios significativos entre los caudales de 13.4 y 16.2 m<sup>2</sup>/s, y en el canal moderador se observó una erosión de 15 m para un caudal de 18 m<sup>2</sup>/s y una erosión de 14 m para un caudal de 19.7 m<sup>2</sup>/s.

En la Figura 10 se observó un comportamiento anómalo entre las alturas  $H$  de 12.4 m y 13.6 m, es decir que al aumentar  $H$  no se observaron incrementos en las erosiones máximas.

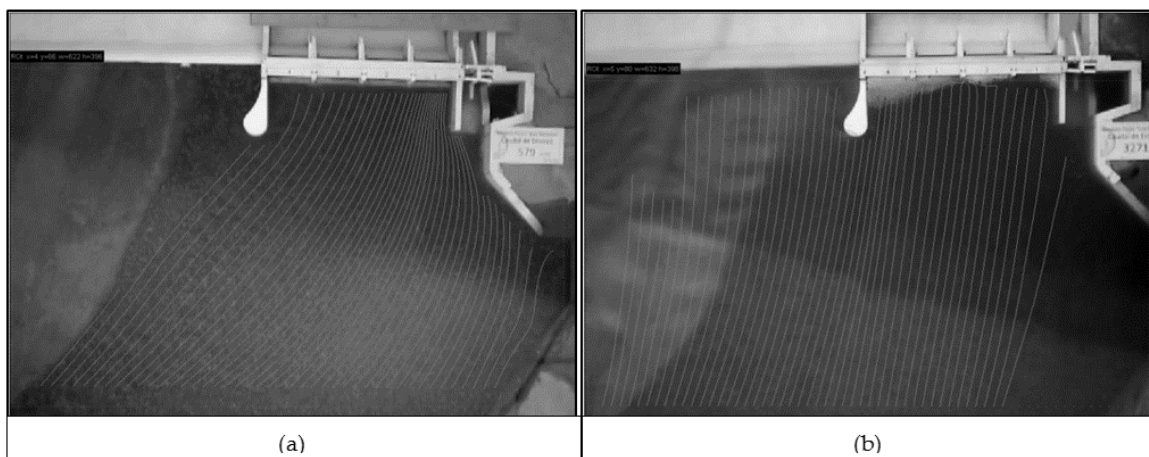
Para explicar estos comportamientos se plantearon dos hipótesis:

Hipótesis 1. El comportamiento anómalo se produce por un cambio en la dirección del flujo aguas arriba de las estructuras. En los ensayos realizados se observó un cambio en la dirección del flujo cuando el agua comienza a escurrir por el dique fijo.

Hipótesis 2. El comportamiento observado en la Figura 9 y Figura 10 se debe a un cambio en las relaciones  $H - Q$  del canal moderador y del dique fijo. Cuando el nivel del agua supera la altura de las compuertas, las mismas comienzan a funcionar como orificio, por lo cual cambian las relaciones  $H - Q$ .

## Flujo de aproximación

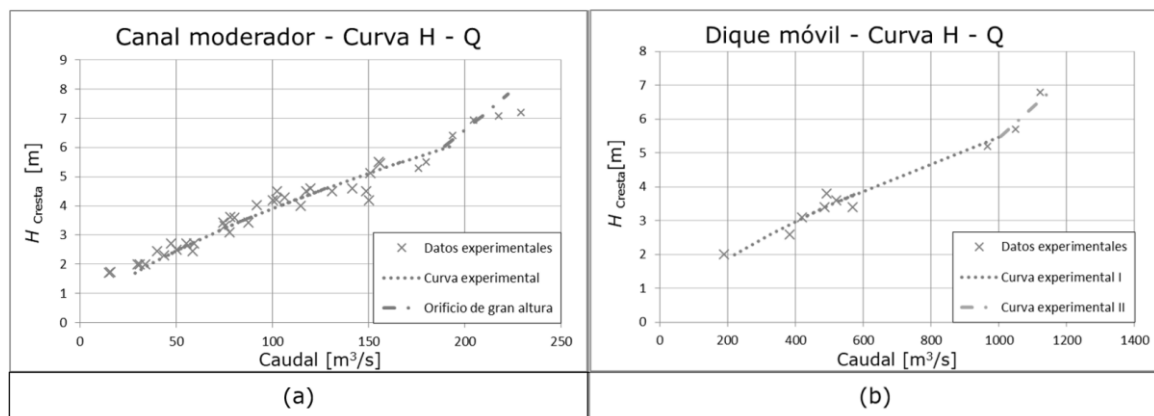
Aplicando la técnica PTV (Patalano, 2017) se observó que cuando el agua escurre únicamente por el dique móvil y el canal moderador, el flujo ingresa a dichas estructuras en forma oblicua (ver líneas de trayectorias medias en la Figura 7a), y cuando el agua comienza a escurrir por el dique fijo, el flujo ingresa a las estructuras en forma perpendicular al eje de la presa (Figura 7b).



**Figura 7.** Líneas de trayectorias medias aguas arriba de las estructuras: (a) escurriendo sólo por el dique móvil y canal moderador; (b) escurriendo por las tres estructuras.

## Curvas de descarga

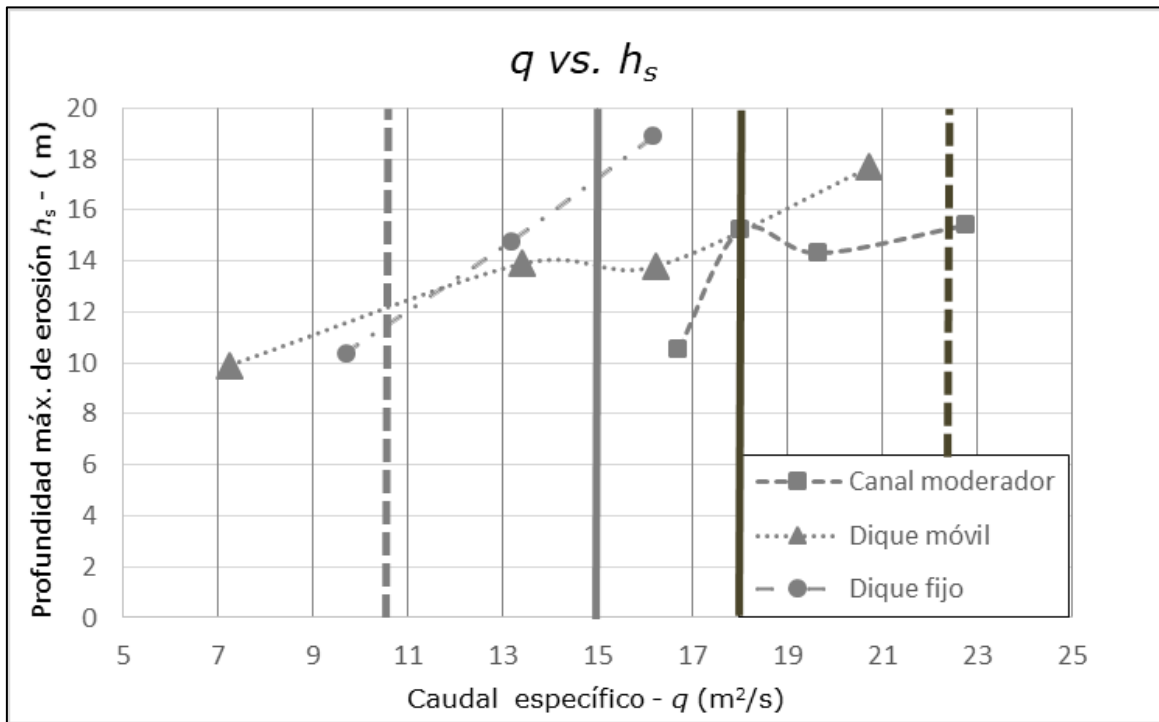
Para analizar la ley de descarga de las estructuras se obtuvieron sus curvas altura-caudal ( $H - Q$ ). El ajuste se realizó con datos experimentales obtenidos del modelo físico para cada una de las estructuras. En la Figura 8a se presenta la curva de descarga del dique móvil y en la Figura 8b la del canal moderador. Se puede observar que el dique móvil comienza a trabajar como orificio cuando la altura sobre la cresta es de aproximadamente 5.4 m y el canal moderador para una altura de 6 m.



**Figura 8.** Curva de descarga ( $H$ - $Q$ ) del dique móvil (a) y canal moderador (b).

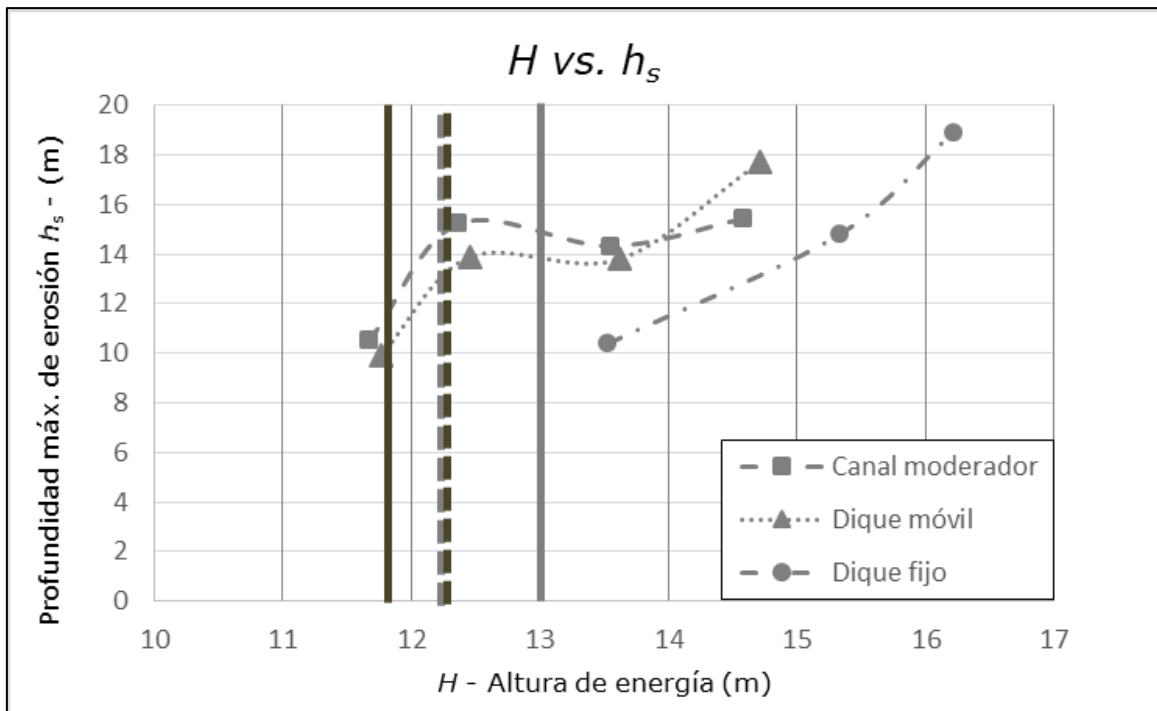
En la Figura 9 se presenta en línea de trazos el caudal específico correspondiente a la hipótesis 1 y en línea continua el correspondiente a la hipótesis 2. Se observa que el cambio en la dirección del flujo aguas arriba de las estructuras (hipótesis 1) no tiene una influencia significativa en el comportamiento "anómalo" de las relaciones  $q-h_s$  y que el caudal específico correspondiente a la hipótesis 2 (cambio en las relaciones  $H$ - $Q$ ) para las dos estructuras se encuentra en el rango de caudales en los cuales se observó un comportamiento diferente al esperado.

Entonces, se concluye que el comportamiento “anómalo” observado en las relaciones  $q-h_s$  puede explicarse por el cambio en las relaciones  $H-Q$ .



**Figura 9.** Relación experimental  $q-h_s$  para en CM, DM y DF.

En la Figura 10 se observa que el cambio en las relaciones  $h_s-H$  se da entre valores de  $H$  de 12.4 y 13.6 m para ambas estructuras. El valor de este parámetro para la hipótesis 1 es de 12.3 m tanto para el canal moderador como para el dique móvil y para la hipótesis 2 es de 11.8 m y 13 m, respectivamente.



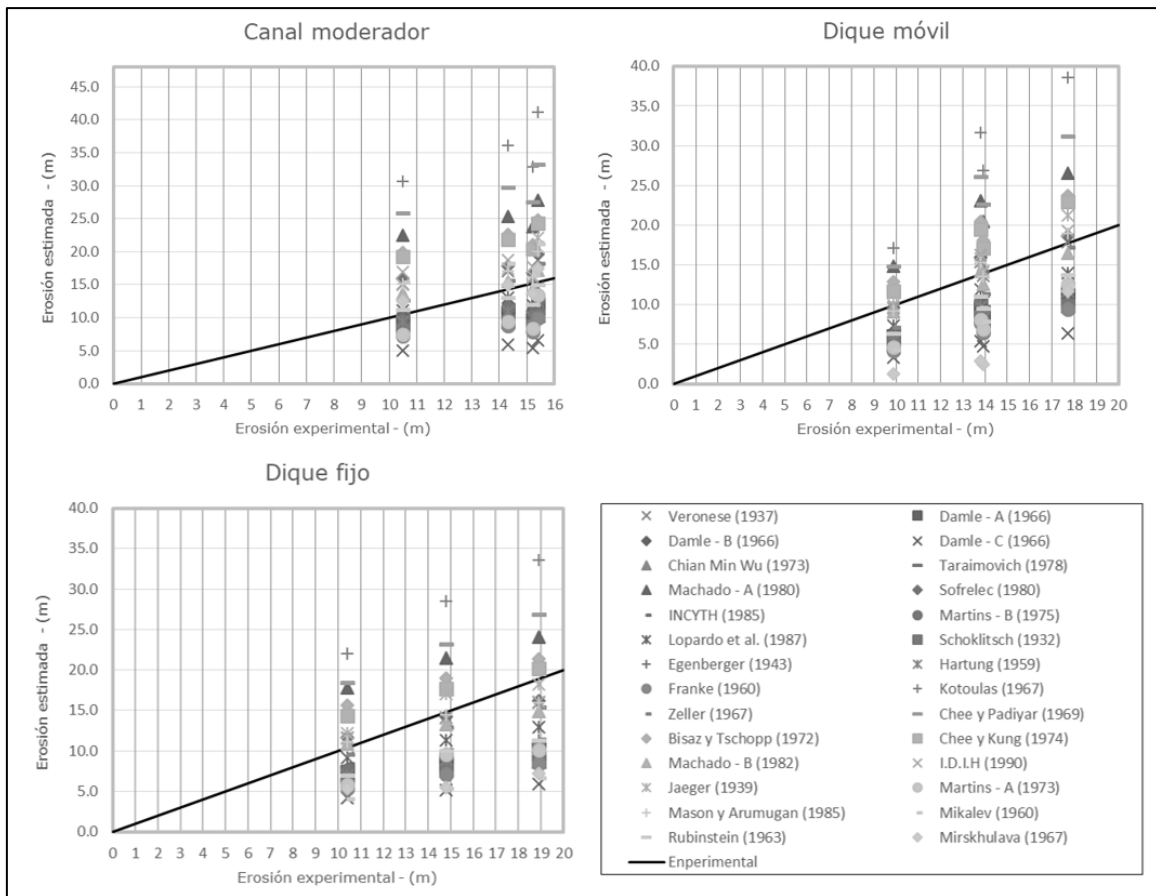
**Figura 10.** Relación experimental  $H$ - $h_s$  para CM, DM y DF.

## Estimaciones empíricas

Los valores de erosión ( $h_s$ ) obtenidos de aplicar las 29 fórmulas empíricas mostraron gran dispersión en los resultados. El valor de desvío estándar es de un 50% del valor medio de las 29 fórmulas.

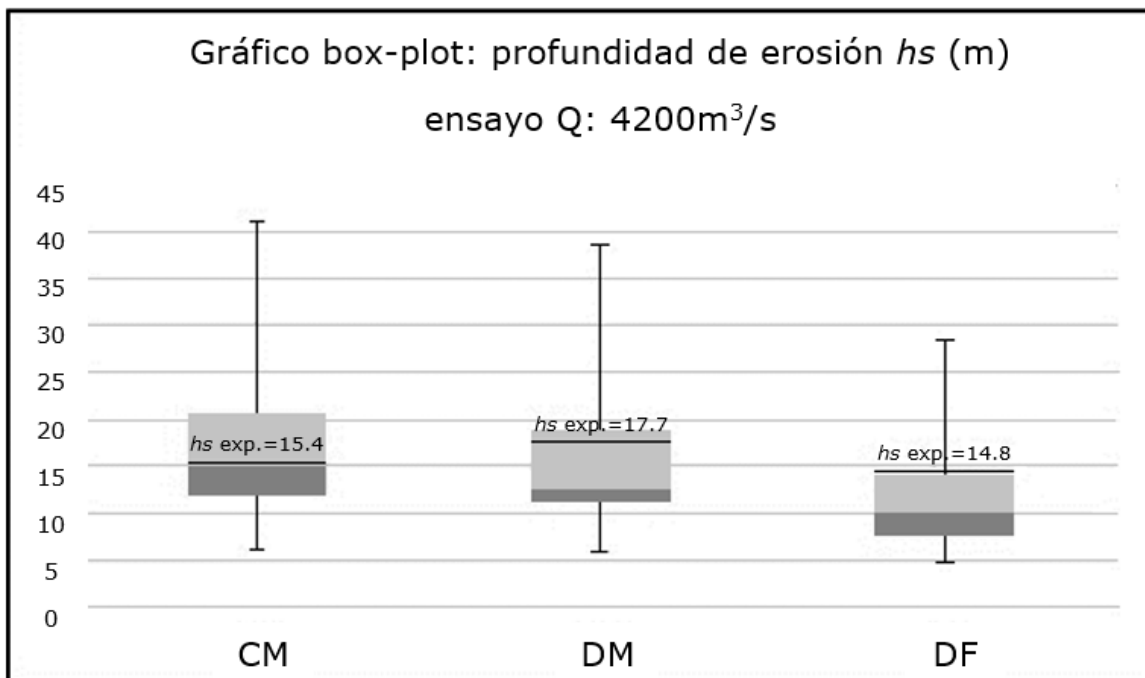
A continuación se comparan los resultados experimentales con las estimaciones empíricas.

En la Figura 11 se presentan los diagramas de dispersión de  $h_s$  experimental frente a  $h_s$  estimado para el canal moderador, dique móvil y dique fijo, respectivamente. Se observó que ninguna fórmula funcionó de manera satisfactoria para las tres estructuras.



**Figura 11.** Diagrama de comparación entre las erosiones experimentales y las estimaciones empíricas: a) canal moderador, b) dique móvil y c) dique fijo.

En la Figura 12 se muestra un gráfico Box-Plot, en el cual se presentan los resultados para las tres estructuras. Se puede observar que el resultado experimental para el canal moderador se encuentra próximo al segundo cuartil (Q2), y que los valores experimentales correspondientes al dique móvil y el dique fijo se ubican próximos al tercer cuartil (Q3). Se concluye que la máxima profundidad de erosión no sólo varía con las condiciones sedimentológicas, las cuales en este caso permanecen constantes para las tres estructuras, sino también de la hidráulica de cada obra en particular.



**Figura 12.** Gráfico *Box-Plot* del canal moderador, dique móvil y dique fijo para un caudal de 4 200 m<sup>3</sup>/s.

En la

Tabla 2 se presenta las diferencias relativas porcentuales entre las máximas erosiones medidas en el modelo físico y las estimadas con las diferentes formulaciones empíricas para cada una de las estructuras y cada uno de los escenarios ensayados. Las fórmulas que mejor se adaptaron a las condiciones ensayadas para las tres estructuras de descarga fueron las propuestas por Zeller (1981) y Machado (1982). Las que mejor se adaptaron a las mediciones experimentales realizadas en el canal moderador fueron Rubinstein (1963), Lopardo (1987), Mirskhulava (1967), Zeller (1981), Machado (1982) e INCYTH (1985); para el dique móvil, Veronese (1937), Sofrelec (1980), Machado (1982), Mason y Arumugam (1985), IDIH (1990), Jaeger (1939) y Zeller (1981); para el dique fijo, Machado (1982), Veronese (1937), Zeller (1981), Mason y Arumugam (1985), y Sofrelec (1980).

**Tabla 2.** Diferencia relativas porcentuales entre las estimaciones empíricas y erosión experimental para el CM, DM y DF.

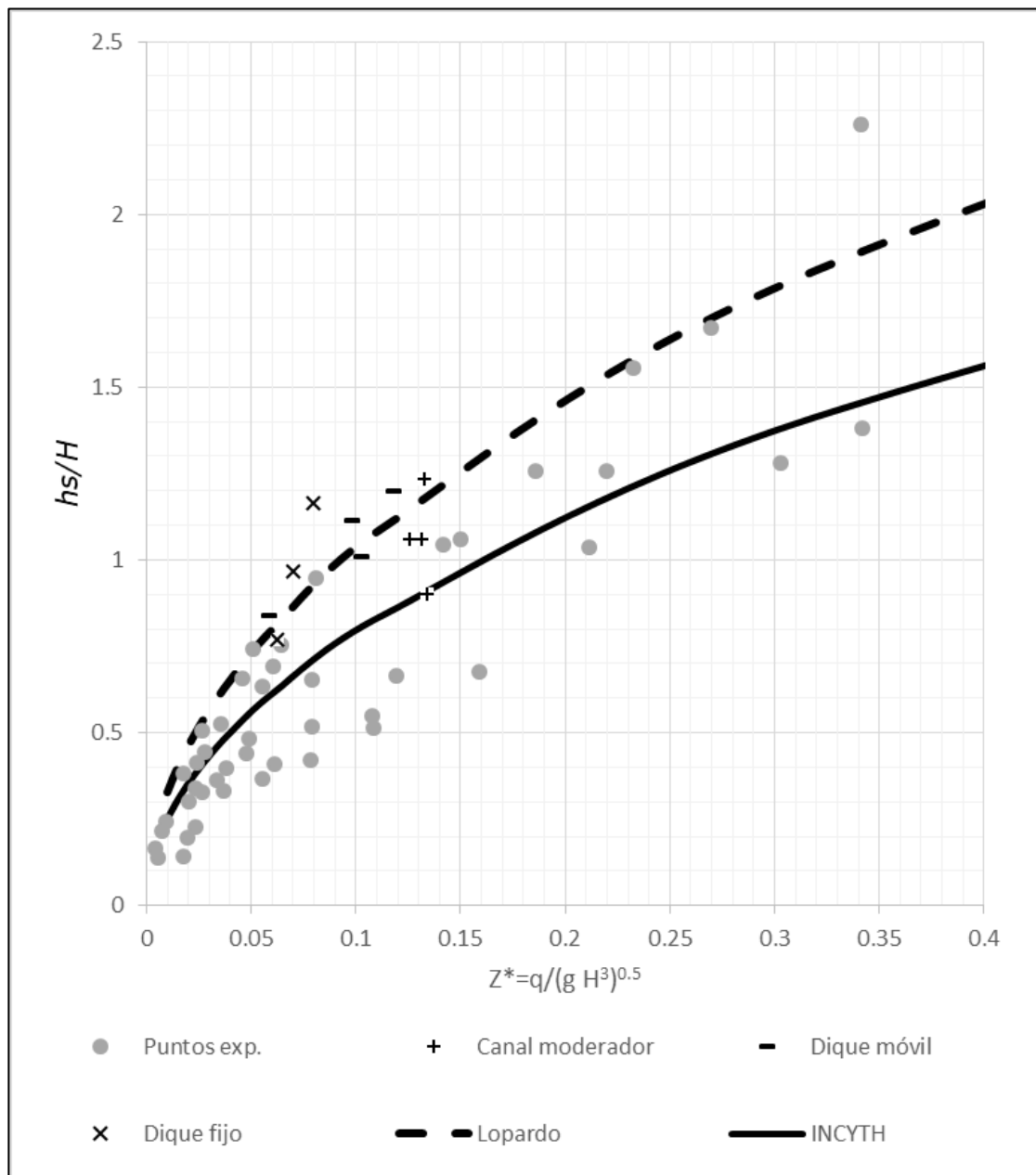
|                                  | Canal moderador |      |       |       | Dique móvil |      |       |       | Dique fijo |       |       |
|----------------------------------|-----------------|------|-------|-------|-------------|------|-------|-------|------------|-------|-------|
| Caudal total (m <sup>3</sup> /s) | 600             | 900  | 1 600 | 4 200 | 600         | 900  | 1 600 | 4 200 | 1 600      | 4 200 | 3 200 |
| Erosión experimental             | 10.5            | 15.2 | 14.3  | 15.4  | 9.9         | 13.9 | 13.8  | 17.7  | 10.4       | 14.8  | 18.9  |

| $h_s$ (m) |                              |                                                                       |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
|-----------|------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Fórmula   |                              | Diferencia relativa porcentual respecto a la erosión experimental (%) |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| 1         | Veronese (1937)              | 44                                                                    | 5   | 19  | 22  | -3  | -2  | 12  | 1   | 12  | -4  | -15 |
| 2         | Damle - A (1966)             | -13                                                                   | -36 | -26 | -23 | -39 | -39 | -30 | -36 | -28 | -37 | -44 |
| 3         | Damle - B (1966)             | -28                                                                   | -47 | -38 | -36 | -49 | -50 | -42 | -46 | -40 | -48 | -53 |
| 4         | Damle - C (1966)             | -52                                                                   | -64 | -59 | -57 | -66 | -66 | -61 | -64 | -60 | -65 | -69 |
| 5         | Chian Min Wu (1973)          | -16                                                                   | -39 | -30 | -29 | -42 | -42 | -35 | -41 | -33 | -44 | -50 |
| 6         | Taraimovich (1978)           | -26                                                                   | -46 | -37 | -35 | -55 | -51 | -43 | -47 | -47 | -52 | -57 |
| 7         | Machado - A (1982)           | 114                                                                   | 56  | 77  | 81  | 50  | 47  | 67  | 50  | 71  | 45  | 27  |
| 8         | Sofrelec (1980)              | 52                                                                    | 10  | 25  | 27  | -2  | 1   | 15  | 5   | 12  | -4  | -15 |
| 9         | INCYTH (1985)                | 2                                                                     | -26 | -16 | -14 | -29 | -30 | -21 | -29 | -19 | -31 | -40 |
| 10        | Martins - B (1975)           | -1                                                                    | -28 | -19 | -17 | -36 | -34 | -25 | -32 | -27 | -37 | -44 |
| 11        | Lopardo <i>et al.</i> (1987) | 6                                                                     | -22 | -9  | -6  | -26 | -26 | -14 | -21 | -12 | -23 | -32 |
| 12        | Schoklitsch (1932)           | -21                                                                   | -42 | -34 | -33 | -48 | -47 | -39 | -45 | -40 | -48 | -54 |
| 13        | Veronese (1937)              | -53                                                                   | -66 | -61 | -60 | -68 | -68 | -63 | -67 | -63 | -69 | -72 |
| 14        | Egenberger (1943)            | -7                                                                    | -31 | -19 | -15 | -40 | -36 | -25 | -30 | -27 | -34 | -40 |
| 15        | Hartung (1959)               | -11                                                                   | -34 | -23 | -20 | -44 | -40 | -30 | -34 | -33 | -40 | -45 |
| 16        | Franke (1960)                | -31                                                                   | -48 | -39 | -35 | -58 | -53 | -44 | -47 | -48 | -52 | -56 |
| 17        | Kotoulas (1967)              | 191                                                                   | 117 | 153 | 167 | 73  | 93  | 129 | 118 | 111 | 93  | 78  |
| 18        | Zeller (1981)                | 20                                                                    | -9  | 9   | 18  | -28 | -18 | 0   | -3  | -8  | -13 | -18 |
| 19        | Chee y Padiyar (1969)        | 147                                                                   | 81  | 108 | 116 | 50  | 63  | 89  | 76  | 78  | 57  | 42  |
| 20        | Bisaz y Tschopp (1972)       | 90                                                                    | 39  | 58  | 61  | 30  | 30  | 48  | 34  | 50  | 28  | 13  |
| 21        | Chee y Kung (1971)           | 83                                                                    | 34  | 53  | 58  | 18  | 23  | 41  | 30  | 38  | 19  | 7   |
| 22        | Machado - B (1982)           | 30                                                                    | -5  | 9   | 11  | -9  | -10 | 3   | -7  | 5   | -10 | -21 |
| 23        | I.D.I.H (1990)               | 61                                                                    | 17  | 31  | 35  | -4  | 2   | 17  | 9   | 10  | -5  | -15 |
| 24        | Jaeger (1939)                | 43                                                                    | 7   | 22  | 44  | 0   | 1   | 15  | 20  | 17  | 15  | -4  |
| 25        | Martins - A (1973)           | -28                                                                   | -45 | -35 | -13 | -54 | -51 | -41 | -29 | -44 | -35 | -47 |
| 26        | Mason y Arumugam (1985)      | 45                                                                    | 6   | 19  | 30  | -7  | -3  | 10  | 7   | 7   | -2  | -15 |
| 27        | Mikalev (1960)               | 47                                                                    | 9   | 27  | 37  | -57 | -43 | -31 | -31 | -61 | -63 | -65 |
| 28        | Rubinstein (1963)            | 7                                                                     | -21 | -9  | -3  | -35 | -32 | -20 | -22 | -33 | -32 | -40 |
| 29        | Mirskhulava (1967)           | 20                                                                    | -10 | 5   | 13  | -87 | -83 | -79 | -34 | -49 | -63 | -62 |

Finalmente, se comparan los resultados experimentales observados en este estudio con resultados presentados en casos similares. Para lo cual se utilizó el gráfico exhibido por Lopardo (2005), en el cual se relacionan las variables consideradas en un gráfico adimensionalizando. En la Figura 13 se presenta dicho gráfico, en el cual se grafican las curvas correspondientes a la expresión propuesta por INCYTH, puntos experimentales de erosiones en obras prototipo

(Ptos exp.), la envolvente dada por la expresión de diseño propuesta por Lopardo y los resultados obtenidos en este trabajo para cada una de las estructuras.

Se observa que los puntos medidos en este trabajo se encuentran próximos a la envolvente propuesta por Lopardo y, en algunos casos,  $h_s/H$  es superior.



**Figura 13.** Gráfico adimensional de las variables consideradas.

## Conclusiones

En la etapa de calibración “Selección del material granular del fondo móvil” se observó que las erosiones dependen de la formación de la barra de sedimentos aguas abajo de la fosa de erosión, y la formación de la barra depende de los diámetros característicos de las partículas y de la curva granulométrica.

Al impactar el chorro de agua en el cauce se genera gran disipación de energía macro-turbulenta, que da inicio al proceso de erosión local. El material del fondo es removido, puesto en suspensión y transportado hacia aguas abajo, donde el flujo reduce su energía y, por lo tanto, su capacidad de transporte. Finalmente, se produce la sedimentación de las partículas de mayor tamaño y esto da inicio a la formación de la barra de sedimentos.

La formación de la barra contribuye a estabilizar las erosiones, alcanzando profundidades menores a las que se producirían sin la formación de la barra de sedimentos debido a dos efectos:

- Incrementa el nivel de restitución en la zona de disipación de energía. Esto reduce el valor de  $H$  y aumenta el tirante del colchón de agua  $h_r$  en la zona de impacto.
- Eleva el nivel del cauce aguas abajo de la fosa de erosión. Por lo tanto, para que los sedimentos sean expulsados de la fosa de erosión, éstos se deben elevar a mayor altura.

En cuanto al “análisis de los resultados experimentales”, se concluye que para estructuras de descarga de baja altura y reguladas por compuertas, las relaciones entre  $q$  y  $H$  con la profundidad máxima de erosión ( $h_s$ ) varían con la ley de descarga ( $H-Q$ ) de las estructuras.

Al calcular las erosiones ( $h_s$ ) con “fórmulas empíricas”, se observó una gran dispersión en los resultados. La aplicación de estas fórmulas debe acotarse a estimaciones preliminares, cuyo fin es obtener un orden de magnitud de las potenciales erosiones.

Para el caso particular en el cual se utilicen sólo expresiones empíricas, se deben aplicar aquellas fórmulas que hayan sido calibradas para condiciones hidráulicas y sedimentológicas similares a las del caso

analizado. En este estudio, las fórmulas que mejor comportamiento demostraron para las condiciones ensayadas son las de Zeller (1981) y Machado (1982).

## Referencias

- Ahmed-Amin, A. M. (2015). Physical model study for mitigating local scour downstream of clear over-fall weirs. *Ain Shams Engineering Journal* (Egypt), 6, 1143-1150.
- Farias, H. D. (2005). Geometría hidráulica de ríos de llanura. Enfoques analíticos considerando la influencia de las márgenes (CD-ROM). *Segundo Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos*, Neuquén, Argentina.
- Fuentes, R. (2002). *Modelos hidráulicos: teoría y diseño*. Santiago, Chile.
- Google. (2012) *Google Earth* [website]. Recuperado de <http://earth.google.com/>
- Heng, T., Tingsanchali, T., & Suetsugi, T. (2013). Prediction formulas of maximum scour depth and impact location of a local scour hole below a chute spillway with a flip bucket, *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, 172 (River Basin Management VII), 251-262.
- Lopardo, R. (2005). *Erosión local aguas debajo de estructuras hidráulicas*. Curso sobre hidráulica experimental aplicada a estructuras. Ciudad Real, España.
- Mason, P., & Arumugam K. (1985). Free jet scour below dams and flip buckets. *Journal of Hydraulic Engineering*, 111(2), 220-235.
- Microsoft. (2010). *Kinect*. Recuperado de <http://idav.ucdavis.edu/~okreylos/ResDev/Kinect/index.html>
- Pagot, M., Sánchez-Aimar, E., Vaca, P., Nellino, N., Guillén, N., Hillman, G., & Rodríguez, A. (2014). Técnica digital para medición de erosión en modelos físicos. *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (UNC), 1(2), 35-40.
- Patalano, A., García, C. M., y Rodríguez, A. (2017). Rectification of Image Velocity Results ( RIVeR ): A simple and user-friendly toolbox for large scale water surface Particle Image Velocimetry ( PIV ) and Particle Tracking Velocimetry ( PTV ). *Computers & Geosciences*, 109, 323–330. DOI: 10.1016/j.cageo.2017.07.009
- UNC, Universidad Nacional de Córdoba. (2012). *Proyecto y construcción del modelo físico tridimensional del dique derivador*

*Los Molinos, provincia de Jujuy. (Informe Técnico). Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba.*

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-05

Artículos

## **Tipificación de los acuíferos del campo Mina, Nuevo León, utilizando sistemas de información geográfica**

### **Classification of aquifers in the Mina field, Nuevo Leon, using geographic information systems**

Hipólito Villanueva-Hernández<sup>1</sup>

Rodrigo Tovar-Cabañas<sup>2</sup>

Rocío Vargas-Castilleja<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma del Nuevo León, San Nicolás de los Garza, México, [hipolito.villanuevah@uanl.mx](mailto:hipolito.villanuevah@uanl.mx)

<sup>2</sup>Universidad Autónoma del Nuevo León, San Nicolás de los Garza, México, [rodrigo.tovarc@uanl.mx](mailto:rodrigo.tovarc@uanl.mx)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, México, [rocvargas@docentes.uat.edu.mx](mailto:rocvargas@docentes.uat.edu.mx)

Autor para correspondencia: Hipólito Villanueva-Hernández, [hipolito.villanuevah@uanl.mx](mailto:hipolito.villanuevah@uanl.mx)

## **Resumen**

El objetivo de este estudio es explorar la disponibilidad del agua subterránea del acuífero número 1908, Campo Mina, estado de Nuevo – León, México para la planificación agroindustrial de la subcuenca río Bravo-San Juan, utilizando datos derivados de sensores remotos y sistemas de información geográfica para la planificación agroindustrial de la subcuenca río Bravo-San Juan bajo contexto de cambio climático. Los datos de teledetección y sistemas de información geográfica se utilizaron para delimitar las zonas potenciales de agua subterránea en la sub-cuenca del río Bravo. Los mapas: topográfico, geológico,

hidrogeomorfológico, estructural, de disección del relieve, de pendientes y de agua subterránea, se procesaron utilizando datos de teledetección junto con otros mapas existentes. La disponibilidad de agua subterránea del acuífero se clasificó cualitativamente en diferentes clases (de muy buena a nula) en función de sus condiciones hidro-geomorfológicas. El mapa de disponibilidad del agua subterránea del campo Mina, se elaboró considerando los máximos y mínimos de precipitación así como la clasificación climática de Köppen pero modificada por García (2004) y ajustada para las condiciones del noreste de México. Las cuñas sedimentarias del aluvión cuaternario (acuífero libre), los piedemonte de caliza con lutita así como las colinas de caliza fueron delineadas con éxito para mostrar la potencialidad de agua subterránea de cada formación.

**Palabras clave:** agua subterránea, percepción remota, sistemas de información geográfica, municipio de Mina, GvSIG.

## Abstract

This paper studies the availability of groundwater from the "Campo Mina" aquifer, located in the state of Nuevo Leon, Mexico for the agro-industrial planning of the Bravo-San Juan sub-basin. The methodology consists of compiling data derived from remote sensors and geographic information systems for the agroindustrial planning of the Rio Bravo-San Juan sub-basin under a climate change context. Remote sensing and GIS data were used to delineate potential groundwater zones. Several maps (such as: topographic map, geological, hydrogeomorphological, structural, relief dissection, slope map, groundwater) were processed using remote sensing data along with other existing maps. The availability of groundwater of the aquifer was classified qualitatively in different classes (*i.e.*, very good, good, regular, poor and zero) depending on their hydro-geomorphological conditions. The groundwater availability map of the Mina field, Nuevo León, was elaborated considering maximum and minimum precipitation as well as the climatic classification of Köppen modified by García (2004) and adjusted for the conditions of northeastern Mexico. The sedimentary wedges of the quaternary alluvium (free aquifer), shale limestone piedmont as well as limestone hills were successfully delineated to show groundwater potential for each formation.

**Keywords:** Groundwater, remote sensing, geographic information systems, municipality of Mina, GvSIG.

Recibido: 09/03/2017

Aceptado: 21/11/2018

## Introducción

El agua subterránea es aquella que ocupa todos los espacios vacíos dentro de un estrato geológico (Kasenow, 2001: 27), es el agua que se encuentra debajo del nivel freático en suelos y formaciones geológicas (Arizabalo y Díaz, 1991). Las formaciones geológicas que contienen agua en la corteza terrestre actúan como vasos comunicantes o como depósitos para almacenar el agua. La presencia de agua subterránea en una formación geológica y las posibilidades de su explotación dependen principalmente de la porosidad de la formación. En presencia de fracturas interconectadas, grietas, juntas, cavidades de solución o zonas trituradas (por ejemplo, zonas de cizallamiento como el graben de Acambay en el estado de México), el agua de lluvia puede filtrarse fácilmente a través de ellas y sumarse al agua subterránea. Por lo que para estimar zonas potenciales de agua subterránea es necesario realizar estudios sobre el terreno.

Sin embargo, con el advenimiento de la teledetección y los sistemas de información geográfica (SIG), el mapeo de zonas de potencial de agua subterránea en determinada unidad geológica se ha convertido en un procedimiento más preciso (Maidment, 2002). Las condiciones del agua subterránea varían significativamente en función de la pendiente, la profundidad, la erosión, la presencia de fracturas, la presencia de cuerpos de agua, canales o campos de irrigación, etcétera. Estos y otros factores como el sustrato litológico y la contaminación halófila pueden ser interpretados o analizados a través de un SIG utilizando datos de teledetección. Fan, Li y Miguez-Macho (2013) mediante el uso de

imágenes geocodificadas, procedentes de sensores satelitales, ha creado un mapa global hidro-geomorfológico para estimar en términos cuantitativos el nivel freático de las zonas con potencial de agua subterránea a nivel mundial.

Minor, Carter, Chesley, Knowles, y Gustafsson (1994) desarrollaron una estrategia de interpretación integrada para identificar y tipificar los lugares y su tipo de agua subterránea en Ghana utilizando un SIG. Gustafsson (1993) ha utilizado los SIG en el análisis de datos derivados de imágenes Spot o de teledetección en infrarrojo para mapear el potencial de las aguas subterráneas en función de ciertas características geohidrológicas detectadas. Para evaluar la disponibilidad de agua subterránea en el distrito noroeste de Florida, Richards, Roaza, y Pratt (1996) se apoyaron de un SIG, de ese modo lograron realizar un análisis espacial de los datos. Krishnamurthy, Venkatesa, Jayaraman y Manivel (1996) ha desarrollado un SIG para modelar y delimitar zonas potenciales para extraer agua subterránea de la cuenca de Marvdaiyar, Tamil Nadu, India, mediante la integración de diferentes mapas o capas temáticas derivadas de datos de teledetección. La verificación en campo de este modelo confirmó la eficacia de los SIG para delimitar el potencial y las reservas de agua subterránea. La aplicación de SIG para conocer la disponibilidad de agua subterránea también ha sido realizada por Teevw (1995), y Sander (1997).

Un modelo geohidrológico fue desarrollado por Das, Behera, Kar, Narendra, y Guha (1997), para deducir lógicamente las zonas con alta probabilidad de albergar agua subterránea cerca del río Sali, distrito de Bankura, Bengala Occidental, India. En este caso, el análisis se pudo realizar gracias al empleo eficiente de capas temáticas (tal como: la geología, la geomorfología, la densidad de drenaje, la pendiente así como los mapas de uso de la tierra y cobertura del suelo) que fueron procesadas mediante la aplicación de herramientas de análisis territorial incluidas en software libres como: GvSIG, QuikGrid, y otros software de patente como Surfer 10 y 3D Route Builder. Es preciso señalar que a través de la teledetección es posible conocer el estado geohidrológico en que se encuentran las aguas subterráneas, por lo que se puede inducir o planificar la recarga artificial de estructuras geológicas, tales como: tanques de percolación, diques de contención. Por ejemplo, para el caso de la subcuenca del río Bravo-San Juan, se intenta ubicar con precisión en cuales zonas de la cuenca alta, la infiltración es más eficaz para la

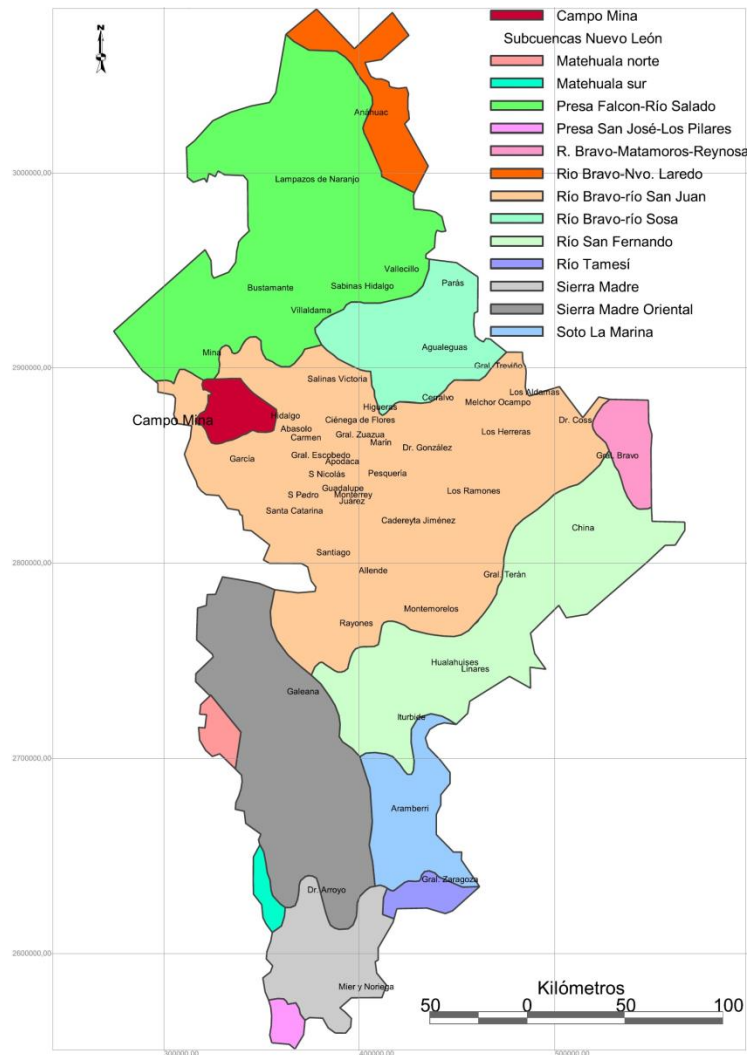
recarga de las aguas subterráneas, con miras a optimizar la administración del vital líquido, puesto que actualmente mientras el agua del campo Mina, contribuye al desarrollo de la zona metropolitana de la ciudad de Monterrey, los habitantes del municipio de Mina sufren de escasez de agua.

## Descripción del área de estudio

El acuífero número 1908, denominado Campo Mina, del estado de Nuevo León (N. L.), México es el más importante centro de abasto de agua subterránea de la ciudad de Monterrey. Ahora bien, considerando el rápido crecimiento la población y el aumento de la urbanización, y en consecuencia, el aumento de la demanda de agua en las zonas conurbadas e industriales, es de capital importancia conocer a detalle su geo-hidrología.

Pese a que existe una creciente conciencia de la necesidad de cuidar los recursos hídricos para mantener el requerido equilibrio medioambiental, todavía se desconoce la alta interdependencia entre los usuarios del agua y la disponibilidad de dicho líquido en el subsuelo, debido a que sólo se conoce a nivel esquemático el movimiento del agua subterránea dentro del ciclo hidrológico de N. L.

En el extremo sureste de la cuenca del Río Bravo, se encuentra la subcuenca Río Bravo-San Juan, en la parte norte de esta subcuenca se localiza la micro-cuenca del río El Potrero, que es la zona de extracción del campo Mina. Topográficamente está situado a unos 36 km al noroeste de la ciudad de Monterrey, N. L., México. La parte alta de la cuenca del río El Potrero se consideró para el estudio del campo Mina (Figura 1).



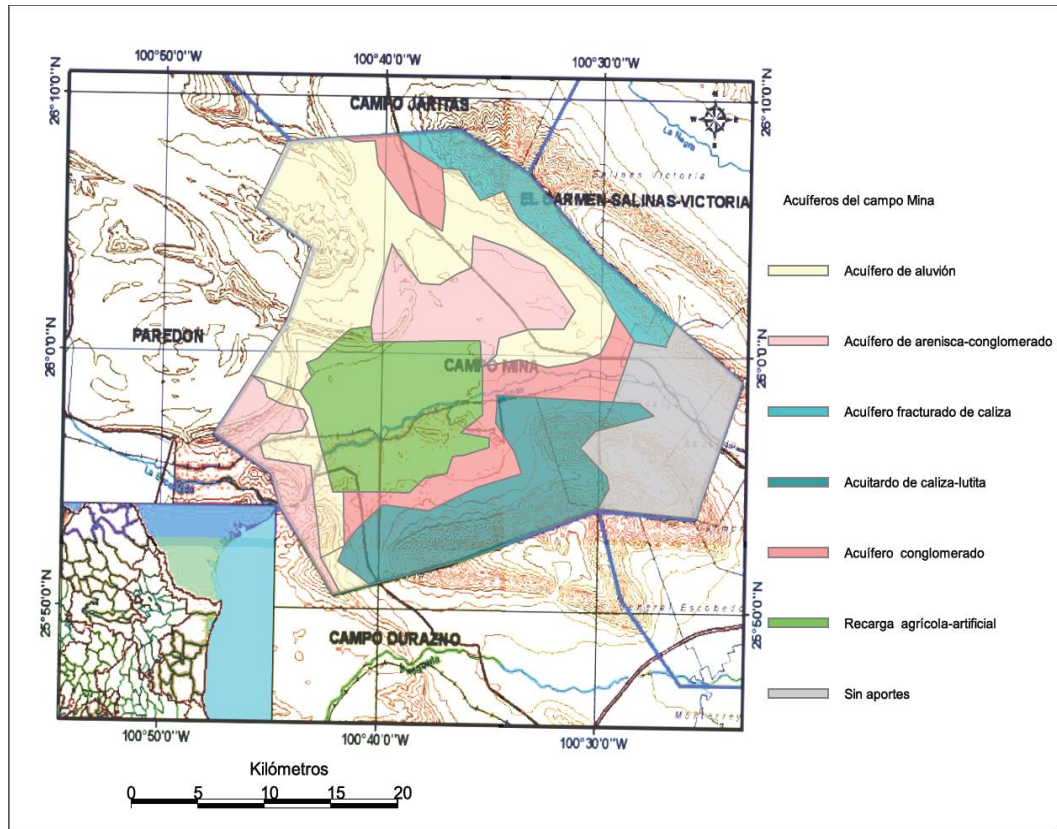
**Figura 1.** Mapa de localización de campo Mina, Nuevo León. Fuente: elaboración propia con base en INEGI, 2001.

La zona de estudio se encuentra entre las longitudes de los 100° 24'W a los 100° 48'W y entre las latitudes de los 25° 50'N a los 26°08'N. La poligonal que engloba al campo Mina tiene una superficie aproximada de 835 km<sup>2</sup>. Esta subcuenca no cuenta con embalses. La subcuenca del Río Bravo-San Juan, a la altura del municipio de Mina tiene una altitud media de 600 msnm, ésta gradualmente decrece hacia el este hasta 90 msnm a su salida del Estado por el municipio de Los Aldamas. La parte alta de la micro-cuenca del río El Potrero presenta seis tipos de

climas semi-áridos, todos con ligeras precipitaciones durante la temporada de lluvias, de junio a octubre, con un promedio total de 680 mm por año.

La red fluvial de la subcuenca Río Bravo-San Juan, en su porción occidental tiene un densidad de drenaje de  $6 \text{ km/km}^2$ , mientras que en su porción oriental la densidad de la disección disminuye a  $4 \text{ km/km}^2$ . Sus tres ríos principales son el río Salinas, el río Pesquería y el río San Juan. El río Salinas se origina al suroeste del ejido El Jaralito, municipio de General Cepeda, Estado de Coahuila, y se une al río Pesquería en la frontera occidental del municipio de Marín, N. L. El río Pesquería se origina en las colinas del este del pueblo Chupaderos del Indio, municipio de García, N. L., y se une al río San Juan cerca del pueblo de Dr. Coss, aguas abajo de la presa El Cuchillo. El río San Juan nace cerca del poblado Laguna de Sánchez, municipio de Santiago, N.L. En la subcuenca río Bravo-San Juan el riego todavía se realiza con agua de escorrentía, sin embargo, debido a la expansión de la frontera agrícola, poco a poco esta actividad hace uso del agua subterránea, sobre todo durante la temporada de estiaje.

La subcuenca del río San Juan se compone principalmente de conglomerados, arenisca con conglomerado y areniscas de edad Terciaria (43%). En la parte suroccidental de la subcuenca (Cretáceo inferior) se encuentran una serie de rocas calizas y calizas con lutitas (25%). El resto de la subcuenca está ocupada por el aluvión cuaternario, cuyos espesores van de 300 a 600 metros de profundidad (Figura 8).



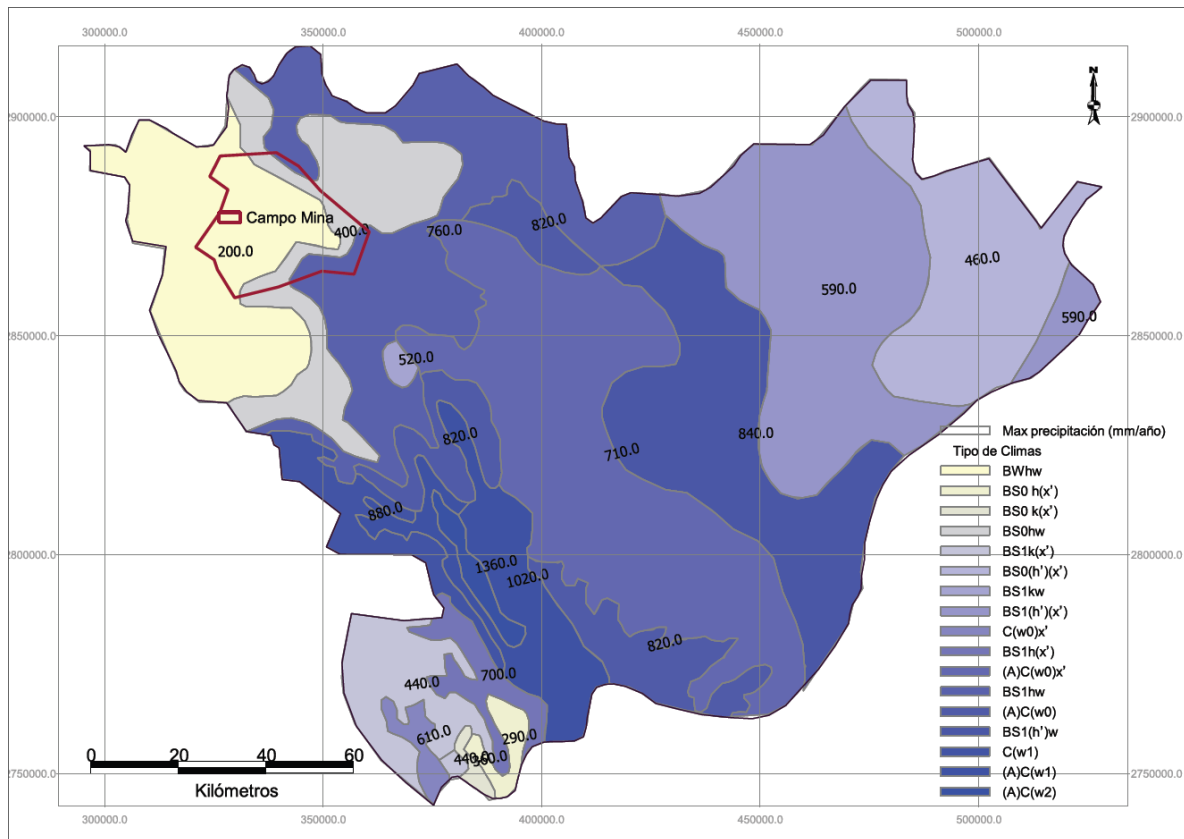
**Figura 8.** Tipos de Acuíferos del campo Mina, Nuevo León. Fuente: elaboración propia.

En términos agrícolas, en la parte noroccidental de la subcuenca del río San Juan, los principales cultivos, en orden de prelación son: maíz, frijol, cebada, trigo, caña de azúcar, sorgo y avena. En la parte nororiental se cultiva maíz, sorgo, trigo, frijol, avena, melón, naranjas y nogales. Mientras que en la porción sur de dicha subcuenca se producen: caña de azúcar, durazno, frijol, nogal, papa, trigo y naranjas. De los cuales el frijol, el maíz y el durazno utilizan agua de temporal; el trigo y la avena requieren tanto agua de temporal como agua subterránea; en tanto que la cebada, el sorgo y los nogales son los principales cultivos comerciales que se riegan utilizando agua de pozo a pesar de que su huella hídrica es de las más elevadas.

La subcuenca del río Bravo-San Juan, conforme a la clasificación climática de García (2004) tiene cuatro climas tropicales, dos climas

templados y 11 climas áridos. El clima (A)C(w0)x' cubre aproximadamente 4 000 km<sup>2</sup> (la mayor parte) del centro de dicha subcuenca. Sin embargo dado que su precipitación cae en terrenos que están 370 metros por debajo del campo Mina, dicha precipitación, por abundante que sea no contribuye a la recarga del acuífero bajo estudio (el mismo caso existe entre los climas secos del oriente de la subcuenca: BS1(h')w; BS1(h')(x') y BS0(h')(x')). Por otra parte, el clima (A)C(w1) cubre aproximadamente 1,100 km<sup>2</sup>, la mayor parte de su precipitación (1020 mm/año) escurre hacia el oriente de la cuenca, sin embargo el agua de infiltración discurre en dirección nor-noroeste hacia la zona donde se encuentra el campo Mina. Esto es debido a la dirección preferencial del fallamiento geológico de la Curvatura de Monterrey. Esta misma situación puede experimentar el agua de infiltración de los clima C(w1) y (A)C(w2) cuya máxima precipitación promedio llega a ser de 880 y 1360 mm anuales respectivamente.

Por lo que estrictamente en términos climatológicos, la recarga efectiva del campo Mina, dentro del territorio de N. L., sólo proviene de tres climas secos, a saber: BWhw cuya extensión dentro de la subcuenca es de 2,100 km<sup>2</sup> y cuya máxima precipitación es de 200 mm/año; BS1hw cuya extensión es de 2,700 km<sup>2</sup> y una máxima precipitación de 760 mm/año; y BS0hw con una extensión de 1,400 km<sup>2</sup> y una precipitación de 400 mm/año (Figura 2).



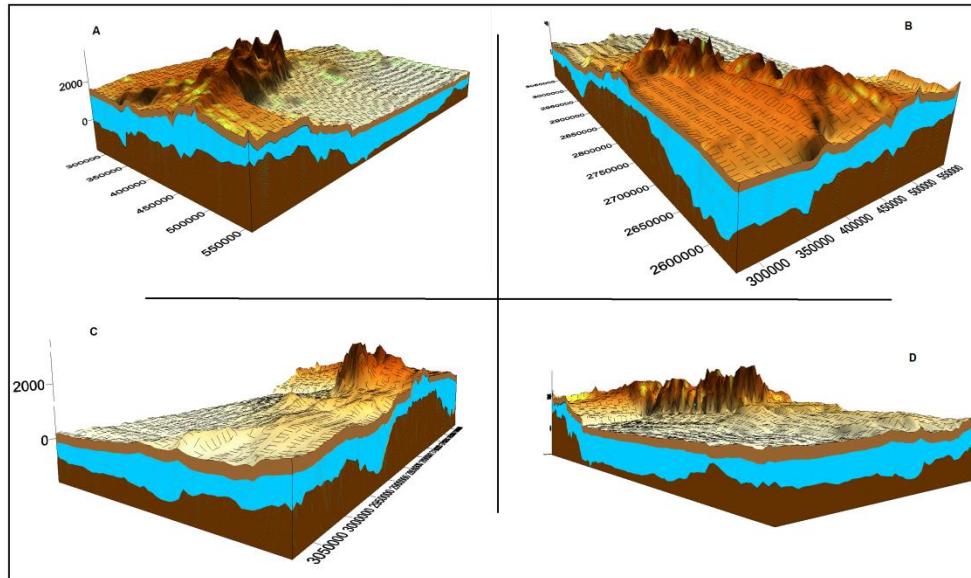
**Figura 2.** Climatología de la sub-subcuenca río Bravo - San Juan.  
Fuente: elaboración propia con base en García, 2004.

Para complementar, se sabe que las pequeñas bombas de agua manuales (grifos) y norias tradicionales en los últimos 40 años han sido sustituidas por molinos de viento o por bombas eléctricas para extraer el agua freática del campo Mina. Hoy en día los molinos de viento tienen una altura promedio de 10 m, un rendimiento promedio de 20 a 30 m<sup>3</sup>/día y pozos de extracción que tienen una profundidad de 40 a 80 m. Las bombas eléctricas de 15 HP operan a una profundidad límite de 50 m, y tienen un rendimiento de 100 a 300 m<sup>3</sup>/día. El manejo de este caudal de aguas de extracción es suministrado a través de tanques de 10 m<sup>3</sup>, diques y canales agrícolas. Por tal motivo, en la última década, la extracción del agua freática del campo Mina debe haber aumentado quinientos por ciento (caso de pozos no regulados o clandestinos).

## Metodología

Los datos utilizados en el estudio fueron trabajados con percepción remota y varios sistemas de información geográfica. Por ejemplo, la topografía del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2015), fue completada con datos provenientes de Google Earth con la intención de crear un modelo digital de elevación (MDE). La cartografía temática fue compilada de distintas fuentes nacionales e internacionales, cuyas escalas oscilaron de 1: 2 000 000 (mapas de climatología) a 1: 250 000 (mapas de geología), etcétera.

Para elaborar el modelo digital de elevación y fusionarlo con el modelo tridimensional de potencial de agua subterránea (Figura 3) se procedió de la forma siguiente: primero se recopilaron los distintos conjuntos de datos vectoriales topográficos de las 95 cartas, escala a 1: 50 000 (INEGI, 2015), que se requieren para cubrir el estado de N. L., luego tales datos se mapearon en GvSIG en un sólo layer o capa, después se les cambió el formato, de .shp a .dbf para su modelación en el software Surfer 10.



**Figura 3.** Modelo digital del terreno y de la potencialidad de agua subterránea del Estado de Nuevo León. a) vista desde el SE; b) vista desde el SO; c) vista desde el NO; d) vista desde el NE. Fuente: elaboración propia con base en Montalvo, Ramos, Navarro, *et al.*, 2011; INEGI, 2011; Fan, Li, y Miguez-Macho, 2013.

Para modelar el límite superior (nivel freático) de la zona con mayor potencial de albergar agua subterránea se recurrió al mapa de Fan, *et al.* (2013), dicho mapa de nivel freático se pasó de formato raster a formato vectorial para posteriormente emularlo a formato .dbf; para modelar el límite inferior de la zona con mayor potencial de albergar agua subterránea recurrimos al mapa de distribución de las ondas S de Montalvo, Ramos, Navarro y Ramírez (2011), también este mapa se pasó de formato raster a formato vectorial para posteriormente convertirlo a formato .dbf. La precisión horizontal y vertical de los datos conjugados es de 50 metros en promedio.

La creciente disponibilidad de datos de corte geofísico y geológico vinculados a la hidrogeología, derivados de distintas técnicas, tales como: interferómetro, georadar, lidar, ecosonda, resonancia, ortofotodron, espectroscopía de rayos gamma, imágenes satelitales, etcétera, ofrece nuevas posibilidades a las ciencias de la Tierra para profundizar en el análisis de las características cuantitativas y cualitativas del interior de la Tierra. En ese sentido un MDE proporciona

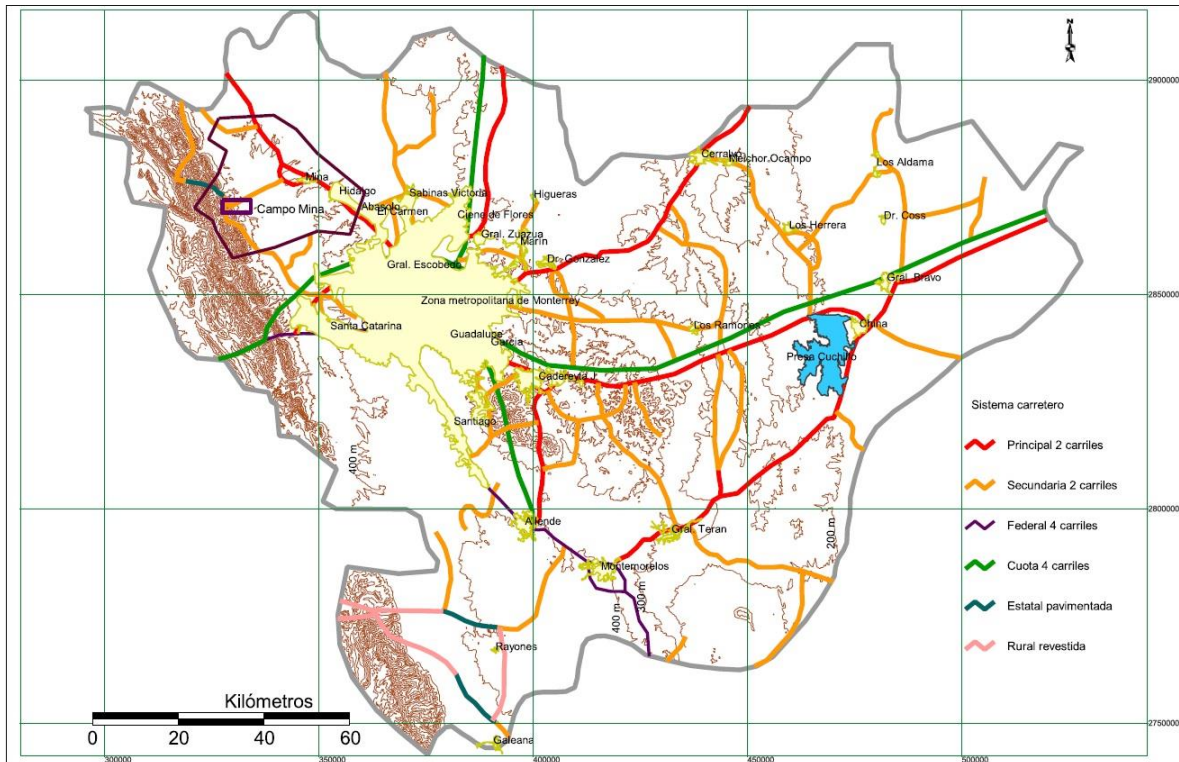
una ágil y básica representación espacial de distintos fenómenos geológicos e hidrológicos vinculados en este caso con la disponibilidad de agua subterránea en una sub cuenca en particular.

## **Análisis y resultados**

Con el fin de delimitar las zonas con mayor potencial de agua subterránea del campo Mina, se prepararon diferentes mapas temáticos a partir de datos de teledetección, mapas topográficos y geológicos, como se mencionó anteriormente. El mapa resultante o mapa síntesis se derivó de la conjugación de varios mapas preexistentes. Los mapas previos a la preparación del mapa de potencial de agua subterránea de la subcuenca río Bravo-San Juan fueron los siguientes.

### **Mapa topográfico**

El mapa base fue confeccionado con el *software* libre *GvSIG* (Figura 4), el cual contiene representados con los símbolos apropiados los detalles siguientes: ríos, cuerpos de agua (tanto perennes y efímeros), caminos, líneas de ferrocarril, manchas urbanas, así como límites territoriales.

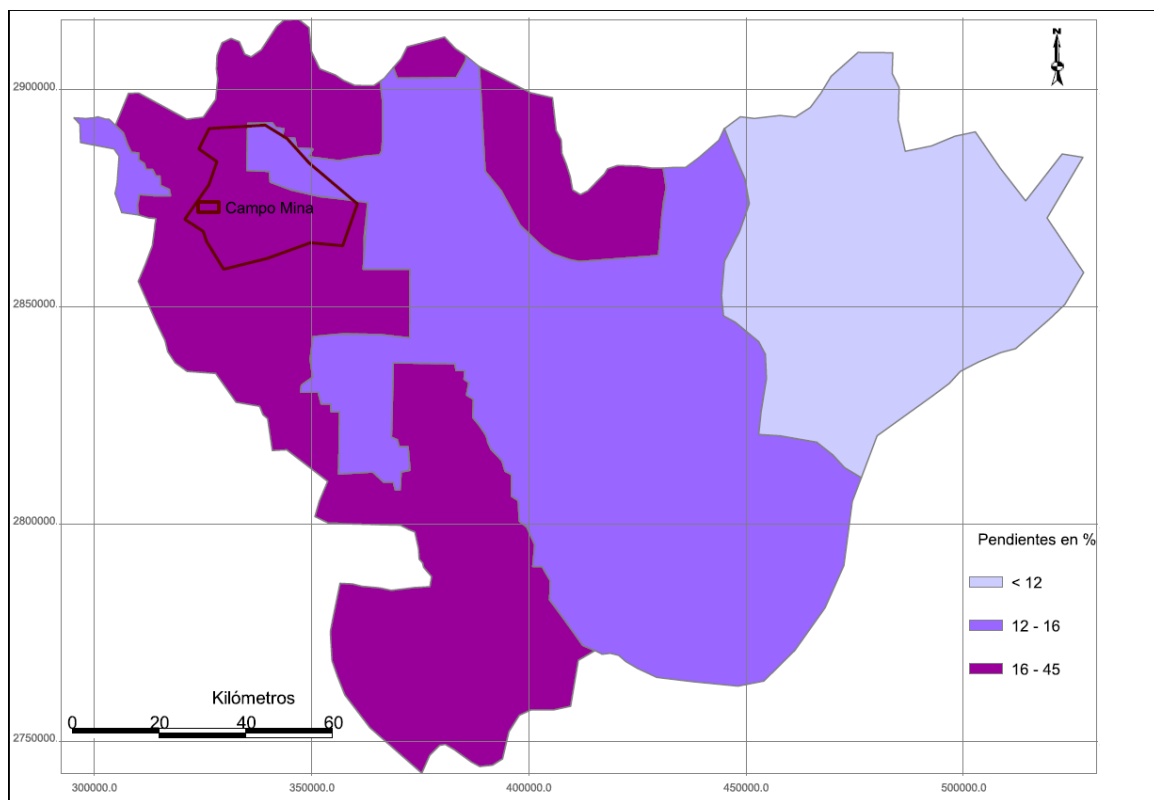


**Figura 4.** Mapa topográfico de la subcuenca río Bravo-San Juan.  
Fuente: elaboración propia con base en INEGI, 2011.

Es importante tener en cuenta que la disponibilidad de agua potable es un gran problema para todas las localidades de la subcuenca del río Bravo - San Juan, empero tal circunstancia se agudiza en la zona metropolitana de Monterrey, puesto que su agua potable tiene que ser transportada desde cientos de kilómetros. El patrón y la conectividad de las carreteras y vías férreas (herencia de la economía de hace más de un siglo) dificulta la planificación a escala regional, pues lugares dispuestos bajo acuíferos o dentro de la zona de influencia de algún cuerpo de agua (presas), viven con niveles de desarrollo cercanos a la línea de pobreza, al tiempo que el vital líquido se traslada a la gran capital. Para tener mayores elementos para el análisis del potencial de agua subterránea de la subcuenca del río Bravo - San Juan, se decidió incluir los detalles del patrón de las líneas de comunicación.

## Mapa de pendientes

El mapa de drenaje se expone un extracto del mapa de pendientes de Lugo-Hubp, Aceves, y Córdova (1991), La cuadrícula resultante (clasificada en tres categorías) señala la dirección del flujo de agua superficial. Una trama de la dirección del flujo se muestra en la (Figura 5), dicho patrón indica la dirección del flujo de agua a través de la subcuenca del río Bravo - San Juan.

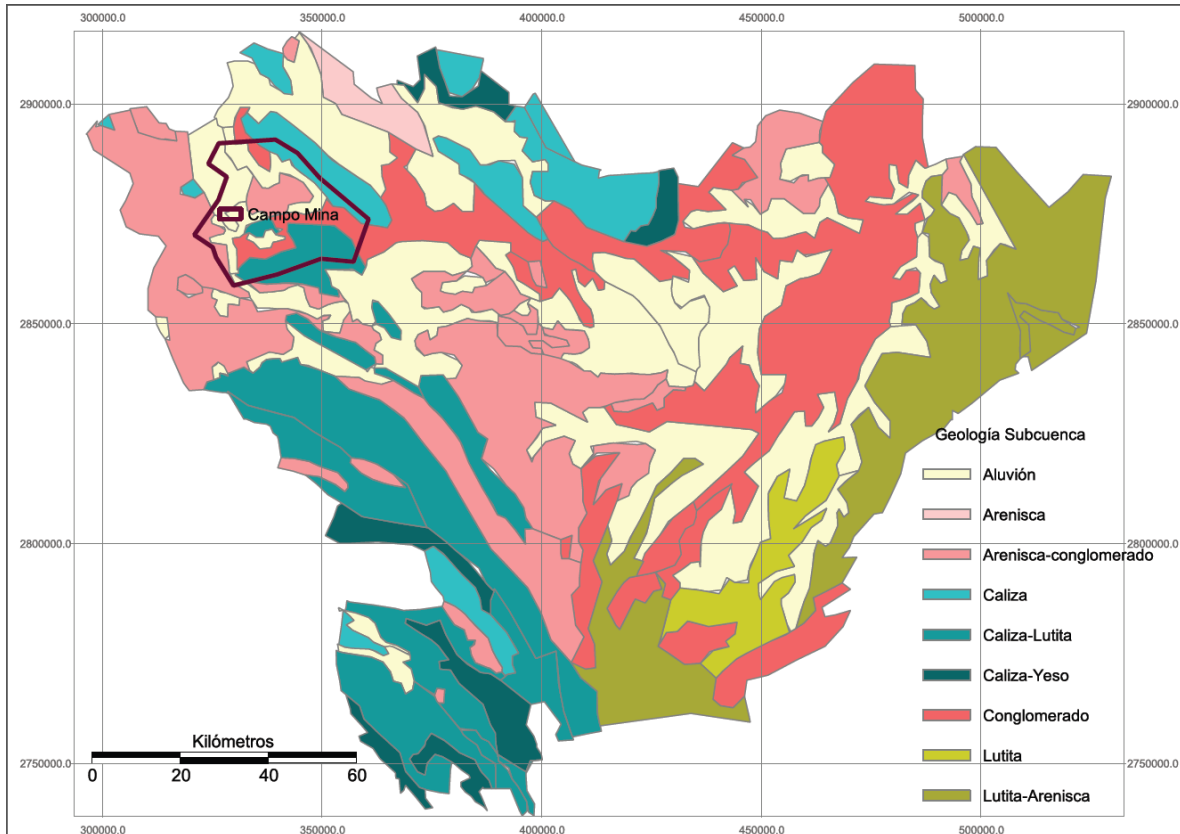


**Figura 5.** Mapa de pendientes de la subcuenca río Bravo-San Juan.  
 Fuente: elaboración propia con base en Lugo-Hubp, Aceves y Córdova, 1991.

En este caso la dirección preferencial del flujo corre de las pendientes más pronunciadas hacia las más suaves en sentido oeste a este, por tal razón el río Salinas se une al río Pesquería cerca de la frontera occidental del municipio de Marín, N. L., de allí tal río recorre 60 km para llegar a la Presa Marte R. Gómez, pasando la frontera estatal. En función del relieve, la porción oriental de la subcuenca del río Bravo San Juan presenta las mejores condiciones para la recarga de agua de los acuíferos: Agualeguas-Ramones; China-General Bravo; y Campo Papagayos.

## Mapa de unidades geológicas

El mapa geológico se preparó mediante la digitalización de cada unidad litológica o tipo de roca en la paquetería del software GvSIG. El mapa de geología de la zona de estudio es un compilado de los distintos estudios geológicos que durante el siglo XX se han realizado en N. L., principalmente desde Mullerried (1946) hasta Montalvo (*Op. Cit.*). De tal modo que cada unidad litológica se clasificó con base en una leyenda geológica general (Figura 6).



**Figura 6.** Mapa de unidades geológicas de la subcuenca río Bravo-San Juan. Fuente: elaboración propia con base en Müllerried, 1946; Montalvo, Ramos, Navarro, *et al.*, 2011.

La importancia del mapa litológico radica que en función de la roca madre, se puede inferir la granulometría del tipo de suelo, *ergo*, también las velocidades de infiltración horizontal y vertical se pueden inferir mediante la curva granulométrica de Breddin. En ese sentido la capacidad de infiltración, durante la temporada de lluvias, dados los materiales de la subcuenca del río Bravo San Juan presenta una media de 18 metros por día.

## Mapa de pendientes

Las diferentes unidades geomorfológicas se asignaron sobre la base de las características del relieve, extensión, profundidad de la disección, espesor de la deposición, etcétera. La génesis de las formas de relieve, la naturaleza de las rocas o sedimentos asociados a estructuras geológicas se utilizaron para la identificación de las diferentes formas de unidades geomorfológicas. Inicialmente, toda la subcuenca se clasificó en tres zonas principales; mesetas, colinas, y piedemontes de las llanuras, teniendo en cuenta la fisiografía y los aluviones como criterio principal; cada zona fue analizada en diferentes unidades geomorfológicas conforme a los principales rasgos del relieve, como se explicó anteriormente. Posteriormente, dichas características fueron reagrupadas y representadas mediante un mapa de pendientes (Figura 5). Cabe mencionar que las unidades geomorfológicas y demás accidentes geográficos interpretados fueron verificados con trabajo de campo, del cual se obtuvo información adicional en torno a la naturaleza de los distintos materiales de deposición y espesor de la misma.

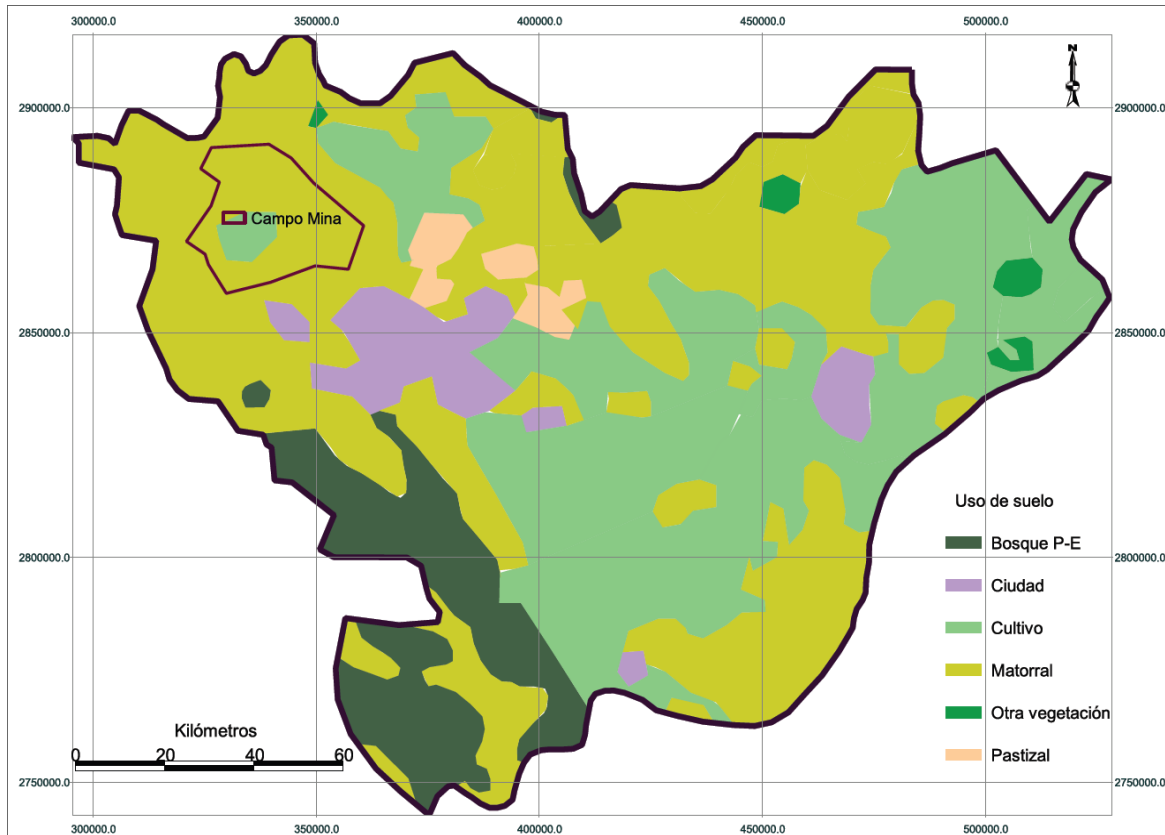
## Mapa geohidrológico

Como se ha señalado, las imágenes de satélite proporcionan una excelente información sobre aspectos hidrológicos, tal como: ríos, canales, embalses, lagos principales, tanques, infiltraciones, zonas regadas con agua subterránea, etcétera. Con toda la información compilada en el SIG, la interpretación puede realizarse mediante la superposición de capas simples o combinadas para su posterior clasificación a través de símbolos apropiados. Para la preparación del mapa geo-hidrológico, de la subcuenca del río Bravo San Juan, la superposición requirió de las siguientes fuentes de información: (i) interpretación de imágenes de satélite, (ii) visitas de campo y entrevistas, (iii) datos meteorológicos, (iv) digitalización topográfica, (v) modelación de zonas de aguas subterráneas, etcétera. Como se ha dicho, la fuente de datos de precipitación se obtuvo del trabajo de

García (*Op. Cit.*). Posteriormente, durante los estudios de campo se corroboró la información necesaria sobre superficie de regadío (sistemas tradicionales como las melgas y huertos de traspatio), aguas subterráneas, patrones de cultivo, áreas de manejo ambiental, pozos existentes, etcétera. Tales datos también se colectaron e incorporaron al SIG para la superposición del mapa geo-hidrológico.

## Mapa de uso del suelo

El mapa de uso del suelo de la subcuenca del río Bravo – San Juan fue preparado bajo los diez criterios de clasificación de Anderson (1976), con las respectivas adaptaciones de INEGI (2015). Los datos de entrada de las bandas espectrales LANDSAT que se utilizaron tenían una resolución espacial de 50 m, a partir de ellos se determinaron valores medios para los distintos datos de salida de las distintas clases. El mapa resultante fue corroborado mediante un muestreo aleatorio aplicado en zonas próximas a la red de carreteras y terracerías con que cuenta la subcuenca (Figura 7).



**Figura 7.** Uso de suelo de la subcuenca río Bravo-San Juan. Fuente: elaboración propia con base en INEGI, 2015.

Las clases tienen la flexibilidad para fusionar o agrupar una clase distinta en otra en función de los porcentajes de representación espacial de cada cobertura terrestre. Las ubicaciones precisas de las muestras se compilaron en el sistema DEC mediante el uso de un sistema de posicionamiento global, software Garmin-GPS, luego se emularon al sistema universal transversal de Mercator (UTM), con datum NAT27. Se obtuvieron alrededor de 50 muestras por cada clase.

De cada lugar se determinaron los siguientes datos:

- Mancha urbana a nivel de manzanas, calles y predios lotificados.
- Principales tipos de cultivo (de temporada y perennes).

- c) Bosque de pino encino.
- d) Suelos con amplio porcentaje de pastizal.
- e) Suelos con amplio porcentaje de de arbustos, hierbas, tierras de barbecho, maleza y cultivos silvestres; todos ellos fueron agrupados como matorral.
- f) Otros tipos de vegetación, como hidrófila.
- g) Cuerpos de agua.

En total resultaron cuatro tipos de cobertura vegetal (b, c, d y e) y dos usos de suelo (a y g) para la subcuenca del río Bravo – San Juan (Figura 7). Por lo que se estima que la extensión del área agrícola total irrigada con agua subterránea procedente del campo Mina, principalmente en los municipios de Mina y García es del orden de 12,456 hectáreas. En tanto que 26.1 millones de metros cúbicos es el que se bombea para la ciudad de Monterrey.

### **Preparación del mapa de potencial de aguas subterráneas del campo Mina**

Luego de integrar en un sistema de información geográfica los datos concernientes a información climática, topográfica, litológica, geomorfológica (mapa de pendientes), hidrogeológica (modelo 3d de la disponibilidad de agua subterránea) y del uso de suelo de la subcuenca del río Bravo-San Juan, se procedió a cartografiar la tipificación del agua subterránea del campo de Mina, N. L. (Figura 8) mediante el procedimiento siguiente:

Paso 1: Se creó una nueva capa en el software GvSIG, a la cual se trasladaron las capas (mapas) de climatología, topografía, geología (litología y tectónica), pendiente del terreno, disponibilidad estimada de agua subterránea y de uso de suelo. Todo ello con la intención de realizar diversas superposiciones, por ejemplo entre los mapas de litología y climatología, entre disponibilidad de agua y topografía,

etcétera. Tal ejercicio nos permitió ir identificando unidades de disponibilidad potencial de agua subterránea, las cuales en función de los distintos cruces se les fue asignando un código alfanumérico (Por ejemplo, CL1-L1, para signar zona de elevada tasa de precipitación con óptima litología para la infiltración, etcétera), es decir, tal código alfabético, finalmente representa un dato proxy del potencial del agua subterránea del campo Mina, N. L.

## **Interpretación geo-hidrológica del campo Mina**

Actualmente el campo Mina (un polígono compuesto de veinte formaciones acuíferas) tiene un potencial geohidrológico anual de  $9.33\text{hm}^3$  (hectómetros cúbicos o millones de metros cúbicos). Cuya modelación hidrogeológica, conceptualmente, puede clasificarse mediante siete principales puntos acuíferos (Figura 8), los cuales sirven de referencia para conocer las características del potencial del agua subterránea de cada acuífero de dicho campo, así como su balance hídrico, la dinámica de las áreas de recarga, entre otras características de importancia hidrológica para la planificación agroindustrial de la parte occidental de la subcuenca río Bravo-San Juan bajo contexto de cambio climático.

De acuerdo con el mapa de la Figura 8, los depósitos de aluvión del campo Mina representan la mayor extensión territorial, unas 23 mil ha., las cuales, dado su régimen de precipitación y tasa de infiltración, aportan al acuífero poco más de 1.5 millones de metros cúbicos de agua (16.15% del total). Los cuales, tomando en cuenta una curva de Breddin de 9.5m/día, y una distancia media de 13km entre las áreas de recarga y los puntos de extracción, la tasa de recarga del ciclo natural del agua freática, para este caso, es de aproximadamente 3.5 años.

En función de la extensión territorial, la zona de cultivos es a la vez el área de máxima recarga artificial del campo Mina, la cual aporta un estimado de  $3\,928\,007\text{ m}^3$  (42% del total). Dicho polígono, se constituye mayoritariamente por un aluvión, seguido de un conglomerado y una pequeña porción de caliza-lutita. Tomando en

cuenta que el desplazamiento horizontal del agua subterránea, en promedio es mayor a 45m/día, su ciclo geo-hidrológico es de carácter anual.

En la porción sur del campo Mina, existe un sustrato geológico compuesto de roca caliza con lutita, que dada su baja curva de Breddin (2m/día), se ubica geo-hidrológicamente como un acuitardo. Pues pese a que este sustrato geológico, en combinación con su régimen pluviométrico, es el de mayor aporte de agua por infiltración anual (1.64 hm<sup>3</sup>/año), correspondiente al 18% de la recarga relativa del campo Mina, su ciclo de recarga es muy lento (mayor a 6 años y medio), además de que sus aguas subterráneas, dado un análisis topográfico de la cuenca del campo Mina, se infiere que son absorbidas por el río Salinas. De modo que es necesario profundizar los estudios en esta parte del campo Mina, para precisar la dinámica de dicho acuitardo.

Al sureste del campo Mina se encuentra un área conformada principalmente por tres unidades geológicas: una de caliza, otra de caliza con conglomerado, y una más hecha de conglomerados, las cuales, debido a una barrera topográfica no contribuyen a la recarga del campo Mina; además de que la zona en donde se ubican los pozos se encuentra aguas arriba de tales sustratos geológicos. Aquí es recomendable valorar la posibilidad de abrir nuevos pozos de extracción para la planificación de la agroindustria local.

En el centro norte del campo Mina se encuentra una porción de arenisca con conglomerado, la cual contribuye con medio millón de metros cúbicos de agua (0.51 hm<sup>3</sup>) de infiltración anual (5% del total). La cual de acuerdo a su curva de Breddin corresponde a un movimiento horizontal de 43m/día, en ese sentido su ciclo de recarga es prácticamente anual, siempre y cuando se tome en cuenta una distancia promedio de 6 km, entre las áreas de recarga y la zonas de extracción.

Finalmente, al norte-noreste del campo Mina se encuentra una loma de 9 millones de ha., constituida básicamente de pura roca caliza, la cual contribuye con alrededor de 800 mil metros cúbicos de agua de infiltración anual al campo Mina (equivalente al 8%). De la cual su ciclo geo-hidrológico, estimado a partir de una tasa horizontal de 600m/día, es el más dinámico de todo el conjunto, pues teóricamente allí, el agua de lluvia tarda 15 días en llegar del área de recarga a las zonas de extracción (situada esta última a una profundidad de nivel freático de 80m). Ahora bien, debido a la configuración topográfica y al régimen de

lluvias que experimenta dicho cuerpo geológico, si se considera el agua de rocío y la de neblina, dicho sustrato anualmente aporta adicionalmente otros 700 mil m<sup>3</sup> de agua al acuífero bajo estudio. Por lo que esta pequeña loma de caliza es uno de los puntos más importantes de recarga.

## Conclusión

En cuanto al mapeo de los recursos de aguas subterráneas, se ve que éste se ha ido implementando poco a poco en los últimos años debido a la mayor demanda de agua. Los datos más comúnmente disponibles para el estudio de las aguas subterráneas son la información geológica, geomorfológica e hidrológica. En este estudio se caracterizó el potencial de agua subterránea de las diversas zonas que conforman el campo Mina utilizando técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica en la subcuenca del río Bravo San Juan. Para delimitar la disponibilidad de agua subterránea de la subcuenca del río Bravo San Juan, se digitalizaron varios mapas temáticos, tal como: mapa litológico, geológico, mapa de pendientes, entre otros mapas como el de localización, climatología, topográfico. Para ello fue requerido hacer uso de varios software, tal como: GvSIG, Google Earth, Qgrid, Surfer, 3D Route Builder; entre otros. Todos los mapas resultantes fueron integrados para la confección del mapa de disponibilidad de agua subterráneas del campo Mina, perteneciente a la subcuenca río Bravo-San Juan.

De acuerdo con el análisis, el campo Mina está compuesto por cinco unidades geomorfológicas que actúan como acuíferos no confinados, a saber: aluvión cuaternario; colinas de caliza, conglomerados; areniscas; y piedemonte de caliza con lutita, así como una zona de recarga artificial y una formación geomorfológica al este aún no explotada. En donde, desde el punto de vista geomorfológico, las colinas de caliza, en efecto, resultaron ser zonas de elevado potencial para extracción de agua, sin embargo desde el punto de vista agroindustrial, el centro del campo

Mina (zona de cultivos), al tener un mayor óptimo de recarga artificial, puede considerarse como la zona de máximo potencial para la extracción de agua. Los aluviones cuaternarios, así como los conglomerados y las areniscas, pueden considerarse como zonas de mediano potencial para extraer agua subterránea, mientras que el acuitardo del sur del campo Mina, compuesto de roca caliza con lutita resulta ser una zona de bajo potencial para extraer agua. Por último, no hay que olvidar que en la porción oriental del campo Mina, aún existen reservas de agua con un mediano potencial pero que aun no han sido exploradas ni explotadas.

Por otra parte, si se compara el volumen de recarga anual de los acuíferos del campo Mina ( $9.33 \text{ hm}^3$ ) con el volumen de extracción del mismo ( $35 \text{ hm}^3$ ) se nota que la política de suministro de agua, principalmente para la zona metropolitana de la ciudad de Monterrey, se apoya en la extracción de agua de algún acuífero confinado en el campo Mina. Tal acuífero profundo es independiente a los ciclos de recarga actual, cuya media es de cuatro años.

Esta es la razón por la cual pese al déficit de extracción mayor a  $25 \text{ hm}^3$  anuales, el campo Mina, todavía no da muestras de abatimiento, ya que sus conos de abatimiento no son pronunciados, y los saltos en los niveles piezométricos de los distintos acuíferos que lo conforman, desde hace décadas oscilan los 15 metros en promedio.

Ahora bien, si se considera la red de drenaje (ríos, arroyos y grandes masas de agua) que la cuenca en su porción occidental tiene menor capacidad de captación de agua que su porción oriental. Por lo que extraer agua geológica del campo Mina para abastecer a la zona metropolitana de Monterrey no tiene relación con la extracción de agua freática que se realiza de manera local en el municipio de Mina, N. L. Sin embargo la falta de diferenciación entre el ciclo hidro-geológico, del acuífero de calizas del campo Mina, del ciclo hidro-anual de la arenisca con conglomerado, por citar un ejemplo, ha sido causa del incremento de la vulnerabilidad hídrica de los pobladores del municipio de Mina. Por lo que es necesario precisar que ésta disponibilidad de agua no depende de la climatología actual, sino del agua acumulada en tiempo geológico.

Finalmente, para profundizar en el comportamiento hidráulico de las formaciones en comento, es necesario elaborar un mapeo geohidrológico continuo a escala 1:5 000 del área de estudio, prestando especial atención a la definición cartográfica de las unidades

litoestratigráficas de mayor interés hidrogeológico, al tiempo de ampliar la red de observación piezométrica, con miras a mejorar la planificación del suministro de agua geológica del campo Mina.

### Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico brindado durante la realización de mis estudios de doctorado. A la Universidad Autónoma de Nuevo León y en especial al Instituto de Investigaciones Sociales (IINSO).

### Referencias

- Anderson, J. R. (1976). *A land use and land cover classification system for use with remote sensor data*. Washington, USA: US Government Printing Office.
- Arizabalo, R. y Díaz, G. (1991). *La contaminación del agua subterránea y su transporte en medios porosos*. D.F, México: Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Das, S., Behera, S. C., Kar, A., Narendra, P., y Guha, S. (1997). Hydrogeomorphological mapping in ground water exploration using remotely sensed data—a case study in Keonjhar District, Orissa. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 25(4), 247-259.
- Fan, Y., Li, H., y Miguez-Macho, G. (2013). Global patterns of groundwater table depth. *Science*, 339(6122), 940-943.
- Gustafsson, P. (1993). High resolution satellite data and GIS as a tool for assessment of the groundwater potential of a semi-arid area. In: *9th thematic conference on geologic remote sensing*, vol. 1, p. 609–619. Pasadena, USA: Environmental Research Institute Of Michigan.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática , INEGI. (2001). *Marco geoestadístico municipal, 2000*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática , INEGI. (2015). *Carta topográfica escala 1: 1000 000 Monterrey*.

- Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI. (2015). *Carta de uso de suelo y vegetación 1: 250 000 Serie V Monclova G14 -4*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Krishnamurthy, J., Venkatesa Kumar, N., Jayaraman, V., y Manivel, M. (1996). An approach to demarcate ground water potential zones through remote sensing and a geographical information system. *International Journal of Remote Sensing*, 17(10), 1867-1884.
- Lugo-Hubp, J; Aceves, J; y Córdova, C. (1991). Morfometría 2. En *Atlas nacional de México. Naturaleza*, (Tomo II,). México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kasenow, M. (2001). *Applied ground-water hydrology and well hydraulics*. Denver, Colo: Water Resources Publications.
- Maidment, D. R. (2002). *Arc Hydro: GIS for water resources* (Vol. 1). CA, USA: ESRI, Inc.
- Minor, T. B., Carter, J. A., Chesley, M. M., Knowles, R. B., y Gustafsson, P. (1994). *The use of GIS and remote sensing in groundwater exploration for developing countries*. In: *Proceedings of the tenth thematic conference on geologic remote sensing*. San Antonio, Texas, USA: Environmental Research Institute of Michigan, Ann Arbor, MI.
- Montalvo, J. C., Ramos, L. G., Navarro, I., y Ramírez, J. A. (2011). Una aproximación a la regionalización sísmica del estado de Nuevo León, basada en velocidades de propagación de ondas de corte y evidencias geología. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(2), 217-233.
- Mullerried, F. (1946). *Geología del Estado de Nuevo León*. México: Instituto de Investigaciones Científicas de la Universidad de Nuevo León.
- Richards, C., Roaza, H. P., y Pratt, T. R. (1996). Applying GIS to groundwater assessments. In *Proceedings of AWRA symposium on GIS and water resources held in Ft. Lauderdale, Florida. USA: Florida Ft. Lauderdale*.

- Sander, P. (1997). Water-well siting in hard-rock areas: Identifying promising targets using a probabilistic approach. *Hydrogeology Journal*, 5(3), 32-43.
- Teeuw, R. M. (1995). Groundwater exploration using remote sensing and a low-cost geographical information system. *Hydrogeology Journal*, 3(3), 21-30.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-06

Artículos

## **La percepción social de la calidad y gestión del agua potable en el municipio de Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador**

### **The social perception of the quality and management of drinking water in the Municipality of Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador**

Ana Silvia Ortiz-Gómez<sup>1</sup>

Juan Felipe Nuñez-Espinoza<sup>2</sup>

Walter Gerardo Mejía-Castillo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad de El Salvador, Instituto de Estudios Históricos, Antropológicos y Arqueológicos, San Salvador, El Salvador, silvana.ortizg@gmail.com, orcid.org/0000-0002-1591-3801

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Especialidad de Posgrado en Estudios del Desarrollo Rural, Montecillo, Estado de México, nunezej@colpos.mx, orcid.org/0000-0001-9234-0261

<sup>3</sup>Independiente, walter.mejia@yahoo.es, orcid.org/0000-0002-6482-7838

Autor para correspondencia: Juan Felipe Nuñez Espinoza, nunezej@colpos.mx

## **Resumen**

La gestión del agua en El Salvador es un territorio social de disputa entre la normativa neoliberal y la dinámica autogestiva de las comunidades. En este contexto, la calidad del agua se define como una construcción social determinada por el tiempo y ámbito social de los consumidores, por lo que la apropiación y monitoreo de su calidad es un espacio de conformación de ciudadanía. El análisis comparativo de los datos obtenidos en los años 2008 y 2017 en Las Vueltas, Chalatenango,

en El Salvador, permitió comprender la evolución de un sistema de agua autogestionado a partir de la percepción directa de la población usuaria de la calidad de dicho sistema. Los resultados indican que el aumento en la calidad de la cobertura del servicio de agua es proporcional a la percepción del aumento de la inversión pública en el mejoramiento de los sistemas de agua; sin embargo, la calidad del líquido distribuido tanto en centros urbanos como rurales ha ido mermando. Estos hallazgos coinciden con la tendencia nacional que indica que pese a la mejoría en la cobertura, los problemas de acceso y calidad del agua impactan diferencialmente a la población, agudizándose en las áreas rurales.

**Palabras clave:** comunidad, organización, gestión del agua, calidad, vulnerabilidad, recursos naturales, percepción comunitaria, gobernanza.

## Abstract

The management of the water at El Salvador is a social territory of conflict between the neoliberal regulations and the self-management dynamics of the communities. In this context, the quality of water is a social construction delimited by the time and societal space of consumers, so that the appropriation and assessment of its quality is a citizenship formation space. The comparative and interpretative analysis of the data collected in 2008 and 2017, in Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador, allowed the comprehension of the evolution of one self-managed water social system, on the base of the perception of the user population about the quality of this referred system. The results indicate that the improving in the quality of water service coverage is proportional to the perception about the increment in public investment; so, in the improvement of water systems. However, the quality of the liquid distributed, both in urban and rural centers, has been declining. These findings coincide with the national trend that reveals that in spite of the improvement in coverage, problems of access and water quality have a differentiated impact the population, sharpening in rural areas.

**Keywords:** Community, social organization, water management, vulnerability, quality, natural resources, community perception, institutional governance

Fecha de recibido: 15/03/2018

Fecha de aceptado: 04/10/2018

## Introducción

A través del consumo de agua, las poblaciones satisfacen innumerables necesidades inmediatas, por lo que el grado de acceso a este recurso determina su nivel de vida. En tal sentido, un acceso limitado a fuentes de agua, así como un manejo inadecuado de las mismas inciden directamente en el estado de salud de las poblaciones, al igual que en su fortaleza socioeconómica, y ello es un fenómeno global. De acuerdo con el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) (2006a: 2), aproximadamente “1,100 millones de habitantes de países en desarrollo carecen de un acceso adecuado al agua...” y el origen de este déficit no se encuentra en la falta de disponibilidad sino en la estructura de instituciones y políticas de cada país/región. En tal contexto, Padilla (2012) señala la necesidad de diferenciar entre sequía, como un proceso natural, y escasez, como una construcción social expresada través de la desigualdad en el acceso al agua y por una serie de desastres para las poblaciones. Dichos desastres se explican por la construcción social de escenarios donde se conjugan aspectos naturales y antrópicos (Garza, 2004; Meli, 2001:7). En este caso, los desastres relacionados con la escasez de agua deben comprenderse bajo esta óptica.

América Latina es una región que posee abundantes recursos hídricos (con 15% de la superficie del planeta, capta casi 30% de la precipitación y genera 33% de la escorrentía global) y, de acuerdo con su población y distribución (menos de 10% de la población mundial), podría ofertar una cantidad de agua por habitante (28 000 m<sup>3</sup>/hab/año) superior a la media general (8 000 m<sup>3</sup>/hab/año) (Ávila, 2002, citado en Guzmán & Calvo, 2013: 6), sin embargo, el acceso a estos recursos es en extremo diferenciado (en lo social, geográfico y ambiental) por regiones y al interior de cada país, generando una de las regiones con mayores tensiones socioambientales, sobre todo en la costa del océano Pacífico (Temper, Bene, & Martínez, 2015).

Con base en la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2000), entre las regiones que integran Latinoamérica, Centroamérica y el Caribe (incluyendo México), hay países por debajo o cerca del límite de escasez hídrica, como Haití, con 1 759 m<sup>3</sup>/hab/año; República Dominicana (2 593 m<sup>3</sup>/hab/año); Cuba (3 444 m<sup>3</sup>/hab/año); El Salvador (4 259 m<sup>3</sup>/hab/año), y México (4 850 m<sup>3</sup>/hab/año), entre otros.

En este contexto, El Salvador es un país que presenta los valores más bajos en cuanto a disponibilidad de recursos hídricos internos renovables (RHIR), con 18 km<sup>3</sup>/año, y disponibilidad de recursos hídricos totales renovables (RHTR) de 25 km<sup>3</sup>/año (FAO, 2000: 182). A pesar de que es parte de una zona tropical, es el segundo país (después de Belice) que presenta las precipitaciones medias anuales más bajas de la región, con 1 784 mm<sup>3</sup> (FAO, 2016). Esto se expresa en la disposición del líquido per cápita. A mediados de la década de 1990, la disponibilidad de agua era de 3 500 m<sup>3</sup> al año, la más baja en Centroamérica (PNUD, 2006b: 11).

Por otro lado, a partir del Índice de Escasez de Agua (que contempla las variables: recursos hídricos existentes, acceso a dichos recursos, capacidad de acceso, uso del recurso, impacto en el medio ambiente) (Lawrence, Meigh, & Sullivan, 2002), El Salvador se encuentra dentro del grupo de países caracterizados con un alto nivel de escasez hídrica (acorde con el Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas, WWAP).

Se distinguen tres niveles de estrés hídrico: cuando los suministros de agua potable son inferiores a 1 700 m<sup>3</sup> per cápita al año, el grado de estrés es considerado regular; cuando dichos suministros caen por debajo de 1 000 m<sup>3</sup>, el grado de escasez se considera crónico; la escasez absoluta es cuando dichos suministros de agua potable están por debajo de los 500 m<sup>3</sup> per cápita al año (WWAP, 2016: 16), por lo que para el año 2050, según la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura y Programa Hidrológico Internacional (UNESCO-PHI), este país estará experimentando un significativo estrés hídrico (UNESCO-PHI, 2006: 9).

De acuerdo con Quiñónez (2017: 50), el consumo total proyectado para uso del agua en El Salvador, tomando en cuenta su uso para riego, industrial, termoeléctrico, pecuario, acuícola y hotelero entre 2005 y 2050 será de un 188.45%. Por su parte, el consumo humano de agua se

incrementará en el mismo periodo alrededor de un 320%, lo que generará nuevas presiones sobre la gestión del líquido.

En este contexto, El Salvador ha sido un país que en su devenir social e histórico ha presentado niveles bajos de desarrollo; sin embargo, se han presentado cambios importantes en cuanto a acceso a servicios públicos se refiere. Por ejemplo, en la década de 1960, el acceso a servicios públicos, como alumbrado eléctrico y servicios sanitarios, mejoró de forma visible, por lo que el número de hogares electrificados aumentó de 60 a 86%, y en el caso del servicio sanitario se incrementó de 29 a 62%. Esta mejora también se observó en el número de hogares con agua potable de cañería, pasando de un 57% a un 69% (PNUD, 2013: 83).

Esta situación se agravó por la Guerra Civil, la cual deprimió dicho acceso hasta alrededor de 40%. Sin embargo, ya finalizado el conflicto (1979-1992), y a través de distintos escenarios de descomposición social (marginación socioeconómica, delincuencia y concentración de la riqueza), derivados de los procesos de posguerra (Córdova, 1996), la "nueva" movilización social se caracterizó por una lucha reivindicativa de los derechos sociales y el medio ambiente para la vida humana, contra la minería, represas, deforestación, y por el agua y conservación de la semilla nativa (Menjívar, 2009: 8). Uno de los resultados de estos procesos reivindicativos fue que entre 1991 y 2012, el número de hogares con acceso a agua potable por conexión domiciliar aumentó a 83% (PNUD, 2013: 96).

El Salvador no posee series estadísticas históricas largas sobre el acceso a servicios públicos, pero al dividir el acceso a agua potable distribuida por cañería en áreas urbanas y rurales se comprueba un incremento en el acceso al servicio de 57 al 91% en los hogares urbanos entre 1961 y 2012. En el mismo periodo, este acceso fue de 1 a 70% en los hogares rurales (PNUD, 2013: 100). Dicho acceso entre 2005 y 2012 fue de más de un 21% (ver Tabla 1).

**Tabla 1.** Acceso a servicios de agua por cañerías (%) en El Salvador (2005-2012) (PNUD, 2013: 298-299).

| Opciones | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|----------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Nacional | 75   | 75.5 | 78.2 | 78.3 | 78.7 | 82.9 | 83.8 | 85.4 |
| Urbano   | 90.4 | 90.5 | 90   | 89.9 | 90   | 92.9 | 93.1 | 93.5 |

|       |      |    |      |      |      |      |      |      |
|-------|------|----|------|------|------|------|------|------|
| Rural | 48.5 | 50 | 55.3 | 54.9 | 56.7 | 63.9 | 66.4 | 69.8 |
|-------|------|----|------|------|------|------|------|------|

A pesar de este aumento en el número de hogares salvadoreños con acceso a servicios públicos, como agua potable, los modelos de desarrollo aplicados a países como El Salvador no han logrado construir procesos de desarrollo humano que generen un mejoramiento del nivel de vida de la población, por lo que aún hay amplios sectores que carecen de servicios públicos adecuados, como el de distribución de agua potable por cañería, servicio que ha comenzado a enfrentar dificultades por la calidad del líquido disponible. En relación con lo anterior, si bien el acceso a servicios públicos, como agua y drenaje, se ha incrementado en los últimos años en El Salvador, los recursos acuíferos han sufrido una creciente presión por dos variables determinantes:

- a) El proceso demográfico del país ha generado una de las mayores densidades poblacionales en América Latina (300 hab/km<sup>2</sup>) (Ortiz, Cea, & Sánchez, 2003; Flores, 2014), y por lo tanto, a partir de información de World Wildlife Fund (WWF) (1999), una de las mayores tasas de extracción de agua por sector doméstico en Centroamérica (245%).
- b) Un creciente deterioro del recurso debido a su contaminación, en particular porque gran parte de las descargas de aguas negras se hace directamente hacia el medio ambiente sin ningún tipo de tratamiento (de acuerdo con Dimas, 2005, sólo 2 o 3% de las aguas negras generadas llegan a recibir algún tipo de tratamiento antes de ser vertidas a los canales de desagüe), a tal punto que "en general todas las aguas superficiales evaluadas (...) no cumplen con la aptitud de uso para potabilizar por métodos convencionales por los altos niveles de Fenoles (....) el 77% de las aguas superficiales se encuentran con algún grado de contaminación (...)" (UNESCO-PHI, 2006:82).

Desde finales del decenio de 1980, más de 90% de las fuentes de agua superficiales y subterráneas tienen niveles de contaminación tipificados desde moderados hasta elevados por desechos orgánicos, industriales y agroquímicos (Ibarra, Campos, & Rivera, 2002: 31), encontrándose una amplia gama de contaminantes: coliformes fecales y *Escherichia coli*, entre otros (ver Tabla 2), lo que ha provocado enfermedades

gastrointestinales, como gastroenteritis, disentería, cólera y tifoidea (Sanfeliú, 2001). De acuerdo con el PNUD (2003: 95-96), en 2002, dentro de las principales causas de morbilidad se encontraban el parasitismo intestinal, diarreas y gastroenteritis de origen infeccioso; las principales fuentes de contaminación orgánica provienen de la industria de la alimentación y las bebidas (UNESCO, 2006: 281).

**Tabla 2.** Agentes contaminantes en el agua de consumo humano en hogares rurales de El Salvador (Sanfeliú, 2001).

| Agente                  | Muestras (%) | Agente   | Muestras (%) |
|-------------------------|--------------|----------|--------------|
| Coliformes fecales      | 61.4         | Cadmio   | 92.2         |
| <i>Escherichia coli</i> | 51.8         | Cromo    | 73.8         |
| Compuesto 2, 4D         | 18.1         | Arsénico | 42.7         |
| Atrazina                | 11.5         | Plomo    | 36.5         |
| Nitratos                | 88.1         | Cobre    | 18.7         |
| Nitritos                | 16.8         | Selenio  | 11.5         |

Con base en datos de la Encuesta de Propósitos Múltiples (EHPM) de 2002 de la Dirección General de Estadísticas y Censos del Ministerio de Economía de El Salvador (Digestyc), 34% de las casas salvadoreñas se abastecía de agua por medio de pipas, pozos y ojos de agua, entre otros. Por su parte, 18% de los hogares en el país se abastecía de agua en fuentes poco confiables y no llevaba a cabo ningún tipo de purificación; situación que se agrava para el caso de los hogares rurales, pues 26% duda que sea un líquido seguro para beber, y en 41% de los hogares rurales se bebe agua de fuentes no confiables sin purificarla (PNUD, 2003: 96). Esto último remarca una dinámica diferenciadora en el abasto de agua potable. Una posible causa estaría, más que en la disposición de agua, en cómo está estructurado el sistema institucional responsable de su gestión.

## Gobernanza institucional: una reconfiguración del territorio social del agua en El Salvador

El tema de acceso al agua potable en El Salvador es un proceso que ha evolucionado histórica, social y ambientalmente de forma compleja, por lo que la escasez hídrica en el país es un problema más de índole antrópico que natural. En este contexto, el problema de acceso al agua se debe a un sistema social de gestión de los recursos hídricos plétórico de problemas técnicos, organizacionales, institucionales y financieros (PNUD, 2006b: 11), y que tiene como trasfondo lo que Murillo y Soares (2013) indican como gobernanza del agua (normada por instituciones financieras internacionales). Esto implicó un mecanismo de adelgazamiento del Estado y la delegación de responsabilidades hacia el sector privado, generando procesos de concentración y derivación de recursos naturales (como el agua) hacia áreas con mayor margen de ganancias. Dicho mecanismo se develó como el medio a través del cual se implementaron políticas neoliberales, creando oligarquías que controlan los usos del agua en El Salvador (y Latinoamérica), pero bajo criterios netamente económicos y no sociales.

La privatización del servicio de distribución de agua potable en El Salvador tiene como antecedentes las reformas a los marcos jurídicos del sector producidas a finales de la década de 1990, con el propósito de modernizar el sector de recursos hídricos en el país (Gómez & Flores, 2006). Se realizaron modificaciones a la Ley de Creación de la Administración Nacional de Agua y Alcantarillados (ANDA), con el fin de abrir la participación del sistema a otros operadores y dar paso a la descentralización del servicio. Para lograrlo, se implementó un "Plan piloto de descentralización de los sistemas de agua potable" en 20 municipios. En 2001, a raíz del terremoto ocurrido en la región, la Presidencia de la República y la Asamblea Legislativa reorientaron los fondos del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), para la reconstrucción de la infraestructura dañada hacia la ampliación del número de municipios con sistemas descentralizados, aumentando a 63 (Gómez & Flores, 2006).

Con base en la Red para el Desarrollo Local (RDL) (2006), este proceso de desconcentración/delegación fue un traspaso de los problemas y retos del sistema hídrico a las comunidades, pero un traslado de las ganancias económicas al sector privado, privilegiando los intereses de grupos económicos hegemónicos, y considerando las medidas de conservación y protección de los recursos naturales, en particular el ordenamiento ambiental del territorio, la política energética, y la

protección y uso racional del agua, como “obstáculos que frenan el desarrollo” (Ibarra *et al.*, 2002: 37).

De acuerdo con Artiga y Rosa (1999), este proceso de gestión de los recursos hídricos se distinguió por su dispersión, con serios traslapes de jurisdicción y responsabilidades institucionales, pues la mayoría de instituciones terminó por desarrollar actividades encaminadas a satisfacer usos que se contraponen y generan competencia por dicho recurso. Esto posibilitó un sistema de múltiples intereses alrededor de la privatización del agua; los grupos ganadores fueron las embotelladoras y empresas de camiones cisternas quienes encarecieron el líquido a la población rural.

Lo anterior generó innumerables dramas en la población. “Milagros (...) vive sobre el segundo acuífero más importante del país pero no tuvo agua en casa hasta hace un año. Del manto acuífero en cambio, sale la Coca-Cola que beben un tercio de los centroamericanos. Para producir cada litro de refresco se utilizan (...) dos litros de agua. En 2015 la empresa anunció que aumentaría su producción mientras un 40% de los habitantes de esa misma población (...) no tenían agua potable.” (Siscar & Coll, 2017).

García (2003) indica que esta privatización se caracterizó por un proceso legislativo en el que se otorgaron atribuciones y facultades sobre fuentes y distribución de agua en diferentes niveles organizativos (comunidad, municipio y departamento) a instituciones tanto locales como nacionales e internacionales, generando conflicto de roles entre los mismos actores. Esto ha hecho que la estructura del sector se caracterice por ser “(...) un monopolio público centralizado, con creciente sector informal privado sin ninguna regulación y varios programas independientes, no muy bien coordinados y de financiamiento externo (...) en el país actualmente no existe ni la normativa ni los instrumentos para regular el suministro de agua potable.” (García, 2003).

En 2007, la ANDA daba servicio de agua potable a 56.9% de los municipios; los sistemas “descentralizados” y municipalidades a 42.7%, y el restante 0.4% carecía de servicios de agua potable (ANDA, 2005). Esto abrió una oferta de servicios de distribución de agua potable a una diversidad de proveedores, que de acuerdo con el PNUD y Fundación Salvadoreña de Apoyo Integral (Fusai) comprendían: “a) municipios que nunca entregaron sus sistemas; b) municipios y empresas locales que tienen convenios de delegación, en experiencias que inicialmente se presentaron como ‘pilotos’ para la descentralización; c) sistemas

privados 'autoabastecidos' contruidos por inversionistas para sus propios desarrollos de vivienda y urbanismo; d) micro, pequeña y medianas empresas de agua y e) asociaciones proveedoras de agua" (PNUD-Fusai, 2011: 35-36). Todo lo anterior generó un marco complejo alrededor de la calidad del sistema de distribución de agua potable, por lo que "Aun en aquellas zonas donde la conexión a cañería es generalizada, el servicio de suministro suele ser irregular e intermitente (...). Con frecuencia, se reportan denuncias de comunidades donde falta el agua durante semanas e incluso meses, pero puntualmente llegan los recibos de cobro de ANDA (...)" (PNUD, 2006b: 11-12). Este proceso de descentralización generó un debate público sobre el tema del agua, vinculando a diversos actores (nacionales e internacionales: Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional, BID, organizaciones locales, etc.) y provocando la emergencia de diversos modelos de administración de sistemas de agua potable, basados en la participación local (García, 2003), por lo tanto, diversos escenarios de confrontación y vinculación social, económica, política y territorial, es decir, la conformación de un territorio complejo y dinámico en El Salvador. En este contexto, la noción de territorio se entiende desde una connotación de extensión del poder, ya que implica un juego estratégico sobre la gestión de los recursos locales con base en criterios asimétricos establecidos por las jerarquías locales, regionales y globales del mercado (Padilla, 2012), lo cual ha llevado a que los capitales financieros, junto con las corporaciones, hayan logrado tal capacidad de control sobre las poblaciones que se han permitido establecer, en los territorios donde operan, estilos de vida acotados a procesos predeterminado de consumo, sin dejar de lado su dinámica de maximizar ganancias y socializar pérdidas, así como de transmigrar capitales. Esto, sin importar el costo en empleos, abusos laborales, contaminación del medio ambiente y un mayor desdén de las corporaciones hacia las poblaciones (Klein, 2002), generando una disminución en la calidad de los bienes y servicios ofertados por el mercado y el Estado, en detrimento del nivel de vida de las poblaciones.

## Definiendo la calidad

En poblaciones cada vez más críticas, acerca del Estado y el mercado, se está generando una creciente preocupación por la calidad de los servicios recibidos tanto por su origen como por las condiciones en las que se generaron, principalmente en sistemas agroalimentarios y de acceso a agua potable. De esta forma, la calidad comienza a ser objetivo de los movimientos sociales actuales y ha devenido en el espacio de competencia y reformulación de las relaciones sociales entre sociedad, Estado y mercado (Hatanaka & Busch, 2008, tomado de Hernández & Villaseñor, 2014). En este sentido, la calidad se define como una construcción social determinada por el tiempo y espacio de las relaciones económicas, políticas y sociales de reproducción de las comunidades, y su común denominador es el de rebasar las expectativas del consumidor en cuanto a bienes y servicios reciba y/o necesidades que tenga (Reeves & Bednar, 1994). En relación con esto, es acertado suponer que la calidad es un concepto que funciona de acuerdo con el nivel de empoderamiento de las cadenas locales de suministros; por lo tanto, una baja calidad en la dotación de servicios públicos significará una determinada respuesta social. De esta forma, el acceso, apropiación y monitoreo de la calidad de los servicios públicos se muestra como espacio para la conformación de ciudadanía, pues a través de estas acciones se posibilita la integración y cohesión de las comunidades, lográndose denuncias comunitarias de arbitrariedades en la prestación de servicios y, en consecuencia, modificar políticas relacionadas con tales prestaciones públicas (Ramírez, 2015). Al respecto, se sustenta la noción del acceso al agua potable y su calidad como espacio de confluencia y confrontación social entre comunidades, gobiernos y empresas, como actualmente sucede en El Salvador, donde el acceso al agua es un escenario de poder, desigualdad social y género (Siscar & Coll, 2017).

Padilla (2012) señala que la forma para enfrentar este fenómeno depende, sobre todo, de tomar en cuenta la noción de calidad que la población tiene respecto al servicio de distribución de agua potable. Esto es importante, pues la calidad del agua recibida (vinculada con higiene y bien vivir) será directamente proporcional a la calidad de vida de la población, por lo que influirá en su grado de vulnerabilidad (Hernández, Sánchez, & Vázquez, 2013).

Sobre la base de todo lo anterior, esta investigación se planteó: 1) analizar la percepción que tienen los usuarios sobre la calidad del sistema de gestión de agua en el municipio de Las Vueltas,

Chalatenango, El Salvador; 2) comprender los factores socioeconómicos que determinan la calidad del agua y estado actual de dicha gestión, a fin de 3) comprender esta gestión como sistema susceptible de ser modificado desde la participación ciudadana.

## Materiales y métodos

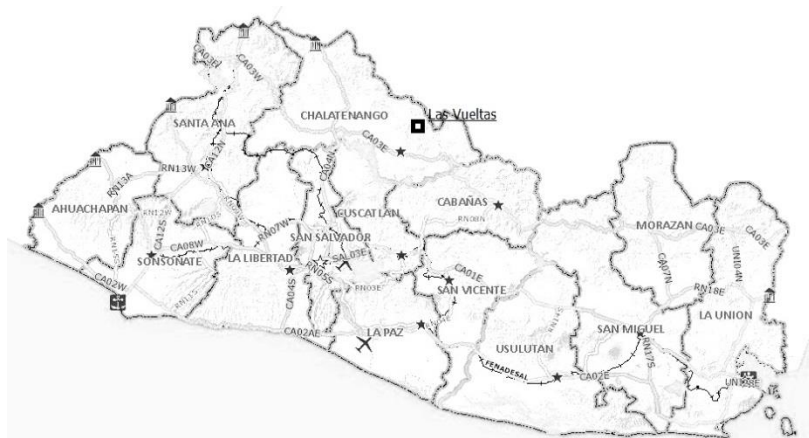
Esta investigación se realizó sobre una base etnográfica, es decir, se describieron y reconstruyeron, de modo analítico, las formas de vida y estructura social de un determinado grupo social, realizando un “retrato” del modo de vida del mismo (Rodríguez, Gil, & García, 1999: 44). Para esto, se recolectó información cualitativa y cuantitativa en 2008 y 2017. Los instrumentos utilizados para recabar la información fueron los siguientes: búsqueda bibliográfica, cuestionarios y entrevistas a informantes claves. Los ítems que permitieron construir la discusión fueron: a) percepción sobre costos y beneficios de los procesos; b) descentralización del sistema de gestión de agua; c) infraestructura (red de agua potable); d) identificación de las fuentes de abastecimiento de agua; e) conflictos por el agua; f) caracterización de las prácticas de gestión del agua; g) percepción de los usuarios del agua potable sobre los costos y beneficios que las prácticas de gestión del agua tienen para su calidad de vida. El levantamiento de información se realizó en los siguientes cantones y caseríos: Sicahuite, La Ceiba, La Laguna, Las Vueltas, Los Naranjos y San José de la Montaña. El método utilizado para la selección de muestra fue aleatorio simple sin reemplazo. Se encuestó a 10% de los hogares del municipio. En 2017, la población encuestada comprendió un universo mayor (537 personas) a diferencia de 2008 (351 personas). La muestra para el primer año fue de 170 personas y para el segundo, de 126 personas. La fórmula utilizada fue la siguiente:

$$n = \frac{Z^2 pqN}{(N - 1)E^2 + Z^2 pq}$$

Donde  $Z$  es el área bajo la curva relacionado con el nivel de confianza;  $p$ , probabilidad de ocurrencia de las variables analizadas;  $q$ , probabilidad de **no** ocurrencia de las variables analizadas;  $E$ , error previsto;  $n$ , tamaño de la muestra. Los parámetros de la fórmula son los siguientes:  $Z$ , 95%;  $p$ , 90%;  $q$ , 10%;  $E$ , 3.25% (3.75% para 2017).

## Resultados y discusión

El departamento de Chalatenango se localiza al norte del país, frontera con Honduras; tiene una extensión territorial de 2 017 km<sup>2</sup> distribuidos en 33 municipios (uno de los cuales es Las Vueltas) (ver Figura 1).



**Figura 1.** Departamentos en El Salvador. Fuente: visualizador geográfico de El Salvador. Recuperado de <http://www.cnr.gob.sv/geoportal-cnr/>

De acuerdo con el PNUD (2005a: 469), en 2004 Chalatenango contaba con una población total de 202 300 habitantes, de los cuales 41.9% se encontraba en pobreza total, lo cual representa 7.4% por arriba del promedio nacional. El Índice de Desarrollo Humano calculado para El

Salvador es de 0.732; sin embargo, en el caso de Chalatenango, dicho índice se encuentra muy por debajo (0.680), situación que se expresa en otros indicadores, como la esperanza de vida al nacer, la cual, en el ámbito departamental es de 67.2 años (3.7 años por debajo de la correspondiente a la estimación nacional); el porcentaje del alfabetismo adulto es de 76.3% (6.7% por debajo del nacional), y el PIB per cápita es de \$4,045 (\$1,046 menos que el promedio nacional) (PNUD, 2005a: 467). Gómez, García y Kandel (2002) señalan que históricamente, el departamento de Chalatenango ha estado marginado de los programas y políticas públicas, así como de las tendencias económicas del país, por lo que es una de las zonas expulsoras de mano de obra, sobre todo agrícola, y generadora de movilización social. De acuerdo con Lara (2003), Gómez *et al.* (2002), esta región se destaca por su historia organizativa. Desde los años de 1970, la actividad política de organizaciones religiosas, el apoyo al movimiento guerrillero y el surgimiento del movimiento campesino (respuesta por los altos niveles de pobreza) hicieron de este departamento una de las zonas con mayor capacidad de organización social en el país, capacidad que se ha extendido hacia temas como la defensa de la tierra contra la industria extractiva de las mineras (Spalding, 2011) o contra la privatización del sector salud (Almeida, 2010). Uno de los resultados de este proceso de organización fue lograr que 86.08% de la población chalateca tuviera acceso a una fuente mejorada de agua. En áreas urbanas, este acceso asciende a 98.34% y en zonas rurales a 78.22% (PNUD, 2005b).

## Las Vueltas

El municipio de Las Vueltas tiene una extensión territorial de 36.26 km<sup>2</sup>. Está ubicado al este del departamento y delimitado al norte por Ojos de Agua; al este, por Las Flores; al sur, por Chalatenango, y al noroeste por Concepción Quezaltepeque. Tiene una población de alrededor de mil habitantes y se encuentra a 826 metros de altura sobre el nivel del mar (Wikipedia, 2017; Benítez, 2016). Las características ambientales de la microrregión donde se ubica señalan un determinado grado de descomposición, generado, principalmente, por las prácticas

agropecuarias, como agricultura de subsistencia en laderas (producción para consumo familiar de maíz, frijol y maicillo, melones reales, tomatillos, pepinillos y ayotes, entre otros), y la ganadería extensiva en pastizales. Esta situación se agrava por el acceso limitado de la mayoría de la población campesina a la base de recursos naturales, no obstante los programas de redistribución de tierras que ha llevado a cabo el Estado en la región. Por otro lado, según el Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente (PRISMA), los cambios económicos en el país durante el decenio de 1980 llevaron a la desestructuración de los medios de vida rurales tradicionales, reforzando la migración hacia Estados Unidos como una alternativa de sobrevivencia (PRISMA, 2006). De acuerdo con el PNUD (2005b: 167), el municipio de Las Vueltas tiene una de las tasas más elevadas de extrema pobreza en El Salvador (45.7% de los hogares). En algunos de los indicadores de desarrollo humano, el municipio se encuentra muy por debajo de los indicadores nacionales (ver Tabla 3).

**Tabla 3.** Indicadores de desarrollo humano del municipio Las Vueltas, departamento de Chalatenango, El Salvador, 2005 (PNUD, 2005b).

| Opciones    | Esperanza de vida | Tasa de matriculación combinada | Alfabetismo adulto | PIB per cápita PPP | Índice de desarrollo humano |
|-------------|-------------------|---------------------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------|
| Nacional    | 70.9              | 66.6                            | 82.9               | 4.986              | 0.731                       |
| Las Vueltas | 65.4              | 65.4                            | 66.1               | 1.607              | 0.599                       |

A pesar de lo anterior, con base en PNUD (2005b: 46), en Las Vueltas, 85.3% de los hogares tiene acceso a una fuente mejorada de agua, ubicándolo en el lugar número 13 entre los municipios con mejor acceso a este tipo de fuentes. Lo anterior tiene como soporte fuerte tendencia organizativa, sólida vinculación con movimientos de izquierda y trasfondo social sumamente diverso, pero que se matiza, sobre todo, por una composición de género. En este contexto, Las Vueltas es uno de los municipios con las tasas más altas de participación de las mujeres en consejos municipales (35.7%), ocupando el lugar 20 nacional (PNUD, 2005b: 39). Los liderazgos femeninos han sido clave para organizar el sistema comunitario de agua en el municipio. De hecho, a partir de 1987, la mayoría de las presidencias de las Asociaciones de Desarrollo Comunal (ADESCOS) del municipio ha sido encabezada por mujeres

(Gladys Alas, comunicación personal, 11 de febrero de 2017) y la organización de nuevos sistemas de agua comunitarios se ha dado gracias a la participación de las mujeres (Antonia Ramírez, comunicación personal, 11 de febrero de 2017).

Esta relación de género con las dinámicas organizativas del sistema de abasto de agua potable en Las Vueltas no es un tema fortuito sino un tema de vulnerabilidad social y económica, ya que sobre una base de división genérica del trabajo doméstico se responsabiliza a mujeres y niñas de dotar de agua a sus respectivos hogares, lo que significa jornadas de trabajo (no valoradas ni económica ni socialmente) dedicadas, casi en exclusivo, a la obtención de agua para la familia. Esto significa que las mujeres (adultas y niñas) destinarán grandes cantidades de energía, tiempo (que podría ser aprovechado para otras actividades productivas, recreativas, de descanso, o de escuela) y salud (acarrear agua provoca problemas de salud, como dolores de espalda y cervicales) a esta actividad (PNUD, 2004).

En relación con lo anterior, el desabasto de agua afectará siempre a cualquier familia, sin embargo son las mujeres las principales afectadas por dicho desabasto. En este contexto, con base en la EHPM de 2002 (Digestyc, 2002), el PNUD (2004: 96) estableció que los principales problemas de abasto de agua en los hogares afecta de forma directa a 87% de las mujeres (en particular madres de familia e hijas mayores de 15 años).

Los hogares de mujeres jefas de familia de zonas rurales en condiciones de pobreza extrema son los que presentan más problemas, pues si bien 46.4% tiene acceso al agua, 53.6% no lo tiene. Esto aumenta para los hogares jefaturados por mujeres de zonas rurales en condiciones de pobreza relativa, donde 54.6% no tiene acceso y 45.5% sí logra tener acceso al agua potable. Dichos porcentajes contrastan con 94.8% de los hogares urbanos, jefaturados por mujeres no pobres, con acceso al servicio de agua potable.

Este grado de vulnerabilidad social y económica ha provocado, por lógica, que sean las mujeres las principales actrices sociales en la estructuración de los sistemas de gestión de agua potable en la región. Al respecto, García (2003) señala que: "La organización comunal ha demostrado ser un eje poderoso desde el cual se pueden gestar muchas acciones para el desarrollo local. La formación de líderes y lideresas capaces de administrar el sistema y de gestionar nuevos y diversos recursos para su comunidad, incrementa y hace más efectiva la

participación ciudadana, la corresponsabilidad ambiental y el manejo integral del recurso hídrico". Al respecto, Guillén (2014) señala: "A lo largo del siglo xx, las mujeres de las clases populares en El Salvador han estado sometidas a los imperativos del sistema socio-metabólico del capital y su impulso irrefrenable de expansión y acumulación, cuya dimensión cultural se traduce en el patriarcalismo, hecho que les ha acarreado una doble opresión y explotación. Han sobrellevado los peores niveles de pobreza, de violencia, de condiciones laborales y de desempleo, pero al mismo tiempo han sabido organizarse y luchar por sus derechos para modificar sus condiciones de vida." (Guillén, 2014).

De esta forma, analizar la percepción social de la calidad del sistema de gestión de agua en el municipio de Las Vueltas implica, indirectamente, constatar la labor hecha por las mujeres de El Salvador para construir sistemas de distribución de agua en los hogares de sus comunidades. Sistemas que deben de ser revisados a la luz de la calidad del servicio que prestan.

### **La percepción social de la calidad del agua potable en el municipio de Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador**

La población del municipio de Las Vueltas, en el departamento de Chalatenango, vive una constante presión proveniente de diversos ángulos de su desarrollo. Uno de éstos se refiere al tema de acceso al agua potable. En Las Vueltas, este acceso al líquido se realiza de diversas formas. La mayor parte de los hogares lo tiene por medio de tubería propia, lo que ha aumentado de un 85.9 a un 92.1% en el periodo estudiado. Cabe señalar que en el mismo lapso se registraron otras formas de acceso al agua, como el uso de la tubería del vecino (de 5.9 a 4.0%), río o manantial (de 4.1 a 3.2%). Con respecto a las diferencias, en el acceso al agua potable, en los dos años analizados (2008 y 2017), entre ámbitos urbanos y rurales, ha sido en su mayor parte a través de tubería propia (90.7 y 77.4%, así como 97.6 y 89.3%, respectivamente) observándose un incremento considerable en el uso de la tubería propia en los medios rurales. Cabe destacar la disminución para comunidades rurales del uso de agua proveniente de ríos o

manantiales (de 9.7 a 3.6%), así como del uso de tuberías ajenas (de 11.3 a 6%).

El proveedor de este servicio ha variado, aunque la mayor parte del servicio lo ha dado la comunidad organizada (a través de ADESCOS), presentándose un pequeño descenso en dicho servicio entre 2008 y 2017 (86.5 y 85.2%). En segundo lugar ha sido la alcaldía (10.9 y 10.7%) seguido de otros proveedores. En el nivel de comunidades urbanas y rurales, el principal proveedor ha sido ADESCOS, aunque se observa un cambio cualitativo, ya que dicho proveedor es señalado, en 2008, principalmente, para comunidades rurales (90.9%) y, en segundo lugar, para ámbitos urbanos (84.2%), lo que cambia para 2017, siendo ADESCOS el principal proveedor para ámbitos urbanos (95.1%) y en segundo lugar para ámbitos rurales (80.2%). El proceso inverso se da para el caso de la alcaldía como segundo proveedor: en 2008 es señalado por 12.9% como proveedor urbano y por 7.3% como proveedor rural; en 2017, 4.9% para lo urbano y 13.6% para lo rural.

Lo anterior se debió al proceso de descentralización del servicio de distribución de agua, y al repoblamiento y urbanización del municipio de Las Vueltas, lo que hizo necesario la organización de una asamblea general, la cual derivó en un comité de agua. Después, en cada localidad del municipio (cantones y casco urbano) se formaron ADESCOS como agentes organizadores de juntas locales de agua. Por su parte, la alcaldía entró como un agente regulador de dichas juntas al proponer normarlas. Este proceso de organización, en cuanto a principal proveedor de servicio se refiere, se derivó hacia un proceso gestionado por las ADESCOS y juntas de agua; por su parte, la alcaldía devino de ser el ente regulador a ser un observador del proceso.

De acuerdo con las familias entrevistadas, en su mayor parte la calidad del agua recibida fue calificada como buena, aunque esta opinión descendió entre 2008 y 2017 (de 52.6 a 49.2%). Las razones generales de considerar al líquido de buena calidad (en 2008 y 2017) fueron, en particular, porque proviene de manantial y/o porque recibe algún tipo de tratamiento (filtración cloración, etc.). Por su parte, las familias que señalaron calidad inadecuada subió de 32.7% en 2008, a 46.7% en 2017. Las razones de considerarla inadecuada se debieron a que estaba lodosa, *tierrosa*, con residuos y basura; amarilla, manchada, *pushca*, zarca, curtida, turbia, oscura, sucia lluvia. A partir de la percepción de los usuarios, la calidad del agua se ha mantenido más o menos igual en el periodo indicado (de 57.7 a 59.0%), aunque para una parte de los

entrevistados esta calidad ha mejorado, pasando de un 24.4% a un 32.8% entre 2008 y 2017.

Con respecto a la opinión que tuvo la población analizada en los ámbitos urbanos y rurales, en 2008, 48.5 y 60%, respectivamente, señalaron que el agua consumida era adecuada debido a que recibía tratamiento (filtrado, clorado, lavado de contenedor) y era abundante; no así para el 36.6 y 25.5% que, en ese mismo año, señaló lo contrario debido a que estaba sucia y no se le daba mantenimiento a la cañería ni tanques, ni recibía tratamiento. Para 2017, esta opinión cambió de manera significativa, pues en ámbitos urbanos y rurales 53.7 y 46.9% de la población opinó que la calidad era adecuada al provenir de manantial, se le daba tratamiento y era abundante. Con respecto a la población que calificó en ese año el agua recibida como inadecuada (41.5 y 49.4% para urbano y rural) señalaron que esto se debió a que estaba sucia, contaminada, y la infraestructura (cañería y tanques receptores) no recibió ningún tipo de tratamiento.

Es bastante particular observar que en 2008, 53.2% de las personas le daba un tratamiento al agua que bebía; dicho porcentaje disminuyó en 2017 a 30.3%, lo cual se reflejó en la población que indicó lo contrario. En 2008, 42.9% señaló no tratar su agua; en 2017, este porcentaje aumentó a un 68.9%. Los tratamientos de potabilización dados al agua fueron diversos, tal y como se observa en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Tratamientos de potabilización practicados al agua consumida en Las Vueltas, Chalatenango, el Salvador.

| Opciones                           | 2008  |      | 2017  |      |
|------------------------------------|-------|------|-------|------|
|                                    | Frec. | %    | Frec. | %    |
| La asolea (desinfección solar)     | 27    | 32.5 | 8     | 21.6 |
| La filtra                          | 5     | 6.0  | 6     | 16.2 |
| La hierve antes de consumirla      | 19    | 22.9 | 15    | 40.5 |
| La trata con lejía u otro producto | 32    | 38.6 | 8     | 21.6 |

Estos procedimientos cambiaron de acuerdo con el tipo de zona habitada y los recursos disponibles.

En 2008, las formas de potabilización para zonas urbanas fueron darle un tratamiento al líquido con lejía u otros productos (44.0%); asolearla

(34.0%); hervirla antes de consumirla (16.0%), y filtrarla (6.0%). En el ámbito rural, en ese mismo año, estos métodos fueron hervirla (33.3%); asolearla (30.3%), y tratarla con lejía u otros productos (30.3%).

Para 2017, los principales tratamientos del agua en el ámbito urbano fueron darle algún tipo de tratamiento con lejía u otros tipo de producto (50.0%); hervirla antes de consumirla (30.0%), filtrarla (10.0%), y asolearla (10.0%). En el ámbito rural, los procedimientos fueron hervirla (44.4%); asolearla (25.9%); filtrarla (18.5%), y tratarla con lejía o algún otro producto (11.1%).

Con base en las respuestas dadas acerca de si algún familiar se enfermó por beber el agua suministrada por el servicio de distribución de agua potable, en 2008, para el ámbito urbano, un 91.1% indicó que no y para el ámbito rural, esta misma respuesta la dio el 96.4%. En 2017, estas respuestas fueron más o menos equivalentes para el ámbito urbano (97.6%), no así para el rural (82.7%). De hecho, a diferencia de 2008, en el cual sólo 2% de la población urbana y 3.6% de la rural indicaron que sí hubo familiares que enfermaron por consumir agua distribuida por cañería, en 2017 estos porcentajes aumentaron para la población urbana (2.4%) y rural (16.0%), señalando ya un proceso de descomposición de la calidad del líquido consumido.

En términos generales, la percepción de dos terceras partes de la población entrevistada en 2008 y 2017 es que el servicio de dotación de agua potable ha permanecido igual, aunque hay un sector que opina que este servicio ha mejorado (26.3% en 2008 y 30.5% en 2017) debido, principalmente, a que el agua recibida es más abundante (36.6% en 2008 y 51.3% en 2017), y porque se mejoró la infraestructura. La opinión contraria fue 7.1 y 5.1%, respectivamente.

Por su parte, la percepción de mejoras (en cobertura) en el servicio de distribución de agua varía a partir del ámbito de las poblaciones; en 2008, las comunidades urbanas y rurales indicaron que dicho servicio había mejorado (35.6 y 9.1%, respectivamente), percepción que se incrementó para los dos ámbitos en 2017 (40.0 y 25.6%, respectivamente), aunque en el ámbito rural dicha percepción aumentó de manera significativa. Con respecto al mantenimiento que recibe la tubería de agua potable, la percepción ha variado de forma leve, pues en 2008 89.1% indicaba que ésta sí recibía mantenimiento; en 2017, tal percepción disminuyó a un 84.3%. Por su parte, la población que indicó lo contrario fue de un 10.9% en el primer año y un 15.7% en el

segundo año del levantamiento de información. El tiempo de mantenimiento dado a la tubería varió de modo considerable, pero la mayor parte (38.13% en 2008 y 27.0% para 2017) consideró que el mantenimiento se daba cuando era necesario; por su parte, 13.67% en 2008 indicó que dicho mantenimiento era dado más de una vez por mes, lo que exteriorizó 18% en 2017. La percepción de que el mantenimiento era dado cada mes fue compartida por 12.23% en 2008 y 12.0% en 2017. En términos generales, la mayor parte de las personas entrevistadas indicó en 2008 (67.6%) y 2017 (72.1%) que las labores de mantenimiento eran adecuadas; lo cual no era así para 15.1% en 2008 y 10.8% en 2017, que señaló lo contrario. En los dos años hubo un 17% que no respondió.

La opinión sobre lo adecuado de las actividades de mantenimiento que reciben las instalaciones de distribución de agua con respecto al ámbito en que vive la población mejoró de manera significativa. Por ejemplo, entre 2008 y 2017, para el contorno urbano, la percepción de que fueron adecuadas dichas actividades aumentó de 70.7% a 76.9%. En el caso de las comunidades rurales, dicha opinión fue de 62.7 a un 69.4%, respectivamente. La población urbana que indicó lo contrario, en 2008 y 2017, fue de 18.5% a 2.6%; sin embargo, en comunidades rurales, la opinión fue de 8.5% a 15.3%.

Lo anterior es un reflejo indirecto de la percepción de las personas sobre la inversión pública hecha al mantenimiento de la infraestructura.

Por su parte, la mayoría de los entrevistados indicó que el costo del servicio era adecuado (71.1% en 2008 y 81.0% en 2017), principalmente porque es económico (60% en 2008 y 63.2% en 2017) y necesario (10.7% en 2008 y 18.9% en 2017). En este sentido, la percepción de que el costo del servicio de distribución de agua es el adecuado en comunidades urbanas y rurales se mantiene más o menos igual que en nivel general, pues en 2008, alrededor de 70% (para los dos ámbitos) opina que el costo es adecuado; estos porcentajes se incrementan de forma significativa en 2017 para las esferas urbana (92.3%) y rural (75.3%). Las razones del porqué se considera adecuado el costo del servicio se centran básicamente en dos: económico y necesario para el mantenimiento del servicio.

Considerar que el costo del servicio era inadecuado fue sostenido por 13.2% en 2008 y 16.4% en 2017, mostrando un tendencia desfavorable. En este contexto, si bien en lo urbano la opinión acerca de que el costo del servicio no es el adecuado disminuye de 14.9% (2008)

a 7.7% (2017); en las comunidades rurales, esta percepción negativa del costo aumenta de modo significativo de 8.8% en 2008 a 20.8% en 2017. Por su parte, en cuanto a la opinión de las personas sobre lo adecuado del servicio de abastecimiento de agua, se observa una mejora significativa en esta percepción, ya que en 2008, 63.5% indica que éste es adecuado, y en 2017 tal porcentaje aumenta a 86.9%. Las razones dadas del porqué se considera que el servicio de abastecimiento era adecuado se centran básicamente en que el servicio es oportuno, y el agua es abundante y suficiente (77.8% en 2008 y 91.5% en 2017). En los espacios urbano y rural, en los dos años analizados, se observan incrementos similares en dicha opinión (de 68.3 a 90.2%, y de 54.5 a 85.2%, respectivamente). Por su parte, 8.3% en 2008, y 9.0% en 2017, consideraron como inadecuado dicho servicio. Es de llamar la atención que en 2008, 28.2% no responde y en 2017 sólo lo hace el 4.1%.

En la actualidad, a partir de las respuestas sobre el proceso de organización para la obtención del servicio de agua, en el nivel de las comunidades, éste pasa, de manera forzosa, por alguna de las siguientes dinámicas: a) por la organización y el trabajo comunitario (22.22%); b) por el crecimiento urbano, lo que obliga a la alcaldía a gestionar dicho servicio con instancias nacionales o internacionales (13.49%); c) con la coordinación entre la comunidad (mano de obra) y la alcaldía (servicio de gestión) (10.32%), o d) con la compra directa (u obtención por donación) de un manantial (4.76%). Los problemas que debieron resolver para la obtención de dicho servicio fueron diversos, sobre todo por desconocimiento del proceso para obtener este servicio o la falta de apoyo de propietarios para facilitar la instalación de la infraestructura, así como la falta de recursos económicos, entre otros.

Las principales propuestas para fortalecer el servicio de agua en el municipio de Las Vueltas se basan en mantener y mejorar el sistema de distribución, así como adquirir más fuentes de agua (manantiales), y realizar más campañas para cuidar el agua y no desperdiciarla, entre otras (Tabla 5).

**Tabla 5.** Retos y propuestas para mejorar el servicio de agua en Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador.

| Opciones                                        | Frec. | %     |
|-------------------------------------------------|-------|-------|
| Mantener y mejorar el mantenimiento del sistema | 16    | 12.70 |
| Adquirir más manantiales (compra, donación)     | 15    | 11.90 |

|                                                                                   |    |       |
|-----------------------------------------------------------------------------------|----|-------|
| Cuidarla, no cortar árboles y cuidar mantos acuíferos                             | 11 | 8.73  |
| Así como se encuentra está bien                                                   | 10 | 7.94  |
| Mejorar la infraestructura (más tanques y filtros)                                | 7  | 5.56  |
| No se puede mejorar                                                               | 5  | 3.97  |
| No sabe cómo                                                                      | 5  | 3.97  |
| Reestructurar el comité o que trabaje más el comité                               | 3  | 2.38  |
| Mantener las juntas comunitarias de agua                                          | 2  | 1.59  |
| Usar alternativas de captación de agua                                            | 2  | 1.59  |
| Mas colaboración de la comunidad                                                  | 1  | 0.79  |
| Gestionar recursos para mejorar la infraestructura y el mantenimiento del sistema | 0  | 0.00  |
| Mejorar la calidad del agua                                                       | 0  | 0.00  |
| No responde                                                                       | 49 | 38.89 |

## Conclusiones

El sistema de distribución de agua potable en el municipio de Las Vueltas se distinguió por evolucionar a la sombra de tres procesos: descentralización, repoblamiento y urbanización del municipio. Ello generó diversos niveles de organización.

En un primer momento, la gestión estuvo a cargo de la alcaldía, después dicho proceso pasó a ser responsabilidad de las comunidades a través de ADESCOS y juntas locales de agua. Aunque las alcaldías siguen siendo las principales proveedoras en los ámbitos rurales y las que norman las juntas locales de agua, las ADESCOS llegan a determinar los procesos organizativos comunitarios. Esto generó diversos niveles de toma de decisiones sobre el sistema de distribución de agua potable. Parte de tal situación fue generada por un tema de gobernanza corporativa, lo que significó un adelgazamiento del Estado, y una transferencia de responsabilidades hacia el sector privado, provocando procesos de concentración y derivación de los recursos hídricos hacia áreas con mayor margen de ganancias, lo que afectó sitios rurales y

urbanos marginales. Por otro lado, el sistema de gestión de agua potable en Las Vueltas se montó sobre la base de necesidades inmediatas generadas por el crecimiento poblacional. Para tal efecto, se repararon las redes de tubería que ya existían desde tiempos de la guerra civil. Esto permitió tener una infraestructura en operación y dotarse del líquido necesario, pero generó, a largo plazo, más problemas por una continua necesidad de mantenimiento a dicha infraestructura.

El acceso al agua a través de cañería propia aumentó tanto en ámbitos urbanos como rurales, aunque de forma diferenciada; sin embargo, fue en las áreas rurales donde se experimentó mayor crecimiento en el acceso al agua a través de tubería propia, lo que disminuyó el uso de agua de otras fuentes (río, manantial, etc.).

Por otro lado, la calidad del agua, en términos particulares (en función de su origen, tratamiento y consistencia, y para casi la mitad de los encuestados) se considera como inadecuada. En 2008, la población urbana es más crítica con respecto al agua consumida, no así tanto en los ámbitos rurales. Esto cambió para 2017, pues en las poblaciones urbanas el porcentaje de población que indicaba lo adecuado del agua aumentó de modo relativo; sin embargo, en las poblaciones rurales tiene un descenso significativo. Ello se correlaciona con el número de personas que enfermó por consumir agua distribuida por cañería, el cual aumenta para ámbitos urbanos —en el periodo analizado— 0.4%; empero, para ámbitos rurales, el aumento fue de 13.6%, lo que indica ya un proceso de descomposición del sistema analizado.

Se observó una determinada diversidad de métodos de tratamiento del agua consumida. Esto señala de forma directa: a) una determinada desconfianza con respecto a la calidad del agua recibida en casa; b) una falta de métodos unificados con respecto a la potabilización del agua, determinada por las diversas situaciones de cada hogar, pero también c) la falta de conocimientos, por parte de los usuarios, de prácticas de salud concretas sobre el líquido a consumir.

Ante lo anterior, se presenta como una necesidad generar políticas públicas y una cultura comunitaria permanente sobre la noción de prevención. Gran parte de la población entrevistada señaló que el servicio de dotación de agua, en sus componentes de infraestructura, cobertura del servicio y cantidad de agua recibida, ha mejorado, aunque no ha sido lo mismo en cuanto a mantenimiento se refiere, pues el porcentaje que indicaba que la infraestructura sí recibía mantenimiento tuvo un comportamiento negativo (sobre todo en comunidades rurales),

reflejando, de modo indirecto, la percepción de las personas sobre la inversión pública hecha al mantenimiento de la infraestructura.

Por otro lado, la percepción general acerca del costo del servicio de distribución de agua indica que es el adecuado; aunque de forma particular, en cuanto a espacios urbanos y rurales, dicha percepción cambia. Para los primeros se observa una opinión creciente sobre lo adecuado del costo del servicio, no así en los segundos, donde la percepción de que el costo es inadecuado aumenta de forma visible de 8.8% en 2008 a 20.8% en 2017.

La historia de El Salvador, al igual que la de muchos de los países latinoamericanos sobre políticas y modelos de desarrollo humano, ha sido ambigua, sin embargo los acontecimientos históricos de los últimos años llevan a una revisión de dichas temáticas, ya que la probable expulsión de 200 mil salvadoreños de Estados Unidos a El Salvador (Jordan, 2018) implicará una adición de alrededor de un 3% de la población total y, por lo tanto, a retos mayores y más complejos en la gestión de los recursos como el agua.

Ante tal situación, se recomienda el reforzamiento de la participación ciudadana (a través de procesos organizacionales) y pública (en procesos administrativos) en el sistema de gestión de agua en las comunidades de El Salvador. Es decir, la creación e implementación de modelos de monitoreo comunitario participativos (con universidades, grupos comunitarios e instituciones de gobierno) para la continua evaluación del sistema de gestión y distribución de agua en las zonas distinguidas como expulsoras de mano de obra en el país. Esto, por sí mismo, sería una valiosa lección para países de Latinoamérica que estarán enfrentando, en el futuro, problemas inéditos en el acceso y la gestión del recurso agua.

### **Agradecimientos**

Estudio financiado por el Consejo de Investigaciones Científicas de la UES (CIC-UES), El Salvador. Documento elaborado por el Colegio de Postgraduados (México).

### **Referencias**

Alas G. (11 de febrero de 2017). Carta dirigida a Ana Silvia Ortíz Gómez [comunicación personal]. En posesión de Ana Silvia Ortíz Gómez.

- Almeida, P. (2010). El Salvador: Elections and Popular Movements. *Revista de Ciencia Política*, 30(2), 319-334. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/revcipol/v30n2/art08.pdf>
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2005). *Boletín Estadístico*, (27), 37-44.
- Artiga, R., & Rosa, H. (1999). La reforma del sector hídrico en El Salvador: oportunidad para avanzar hacia la gestión integrada del agua. *Boletín PRISMA*, (38), 8. Recuperado de <https://prisma.org.sv/la-reforma-del-sector-hidrico-en-el-salvador-oportunidades-para-avanzar-hacia-la-gestion-integrada-del-agua>
- Ávila, G. (2002). *Cambio global y recursos hídricos en México: hidropolítica y conflictos contemporáneos por el agua*. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/cambio-global-y-recursos-hidricos-en-mexico-hidropolitica-y-conflictos-contemporaneos-por-el-agua/>
- Benítez, F. (2016). Estatus de los límites político administrativos de los municipios de El Salvador. *ArcGIS*. Recuperado de <http://www.arcgis.com/home/webmap/viewer.html?webmap=662feebd4e747c582efae7a2eec2feb>
- Córdova, M. R. (1996). El Salvador. Nueva agenda de posguerra. *Nueva Sociedad*, (145), 9-15. Recuperado de [http://nuso.org/media/articles/downloads/2527\\_1.pdf](http://nuso.org/media/articles/downloads/2527_1.pdf)
- Digestyc, Dirección General de Estadísticas y Censos del Ministerio de Economía de El Salvador. (2002). *Encuesta de Hogares de Propósitos Múltiples 2002*. Recuperado de <http://www.digestyc.gob.sv/biblioteca/ENCUESTAS/EHPM2002.pdf>
- Dimas, L. (2005). Contaminación de agua en El Salvador. *Boletín Económico y Social*, (237), 1-8. Recuperado de [http://fusades.org/sites/default/files/investigaciones/boletin\\_economico\\_y\\_social\\_no\\_237\\_contaminacion\\_del\\_agua\\_en\\_el\\_salvador.pdf](http://fusades.org/sites/default/files/investigaciones/boletin_economico_y_social_no_237_contaminacion_del_agua_en_el_salvador.pdf)
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2000). *El riego en América Latina y el Caribe en cifras*. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/08/El-riego-en-america-latina-y-el-caribe-en-cifras.pdf>

- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2016). *Water resources. Global Water Information System (AQUASTAT). Regional analysis section. América del Sur, Centroamérica y Caribe (database)*. Recuperado de [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water\\_res/index.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_res/index.stm)
- Flores, M. A. (2014). El bono demográfico en los países centroamericanos. *Revista Población y Desarrollo: Argonautas y Caminantes*, 10, 105-118. Recuperado de <https://www.lamjol.info/index.php/PDAC/article/download/1742/1538>
- García, S. I. (2003). *Análisis de la descentralización del agua en El Salvador. Modelo Comunitario de Sostenibilidad de Sistemas Rurales de Agua Potable: Caso El Cerrito-El Salvador*. Recuperado de [http://www.cvirtual1.uaem.mx/observatorio/cen\\_documento/casos/ces\\_rekurs\\_01-2003\\_2.pdf](http://www.cvirtual1.uaem.mx/observatorio/cen_documento/casos/ces_rekurs_01-2003_2.pdf)
- Garza, M. (2004). Marco conceptual para el estudio de los desastres. En: Piñeiro, J. L. (coord.). *La seguridad nacional de México, debate actual* (pp. 107-120). México, DF, México: Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco.
- Gómez, A. E., & Flores, A. (2006). El derecho humano al agua en El Salvador. En: Esch, S., Delgado, M., Helfrich, S., Salazar, H., Torregrosa, M., & Zúñiga, I. (eds.). *La gota de vida: hacia una gestión sustentable y democrática del agua* (pp. 109-124). México, DF, México: Ediciones Böll.
- Gómez, I., García, M., & Kandel, S. (2002). *La gestión ambiental participativa en el norte de El Salvador: el Caso del Comité Ambiental de Chalatenango (CACH)*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd27/chalatenango.pdf>
- Guillén, M. G. (2014). Mujeres, lucha armada y crisis estructural del capital: de los Acuerdos de Paz al neoliberalismo En: Juárez, J. (coord.). *Historia y debate sobre el conflicto armado salvadoreño y sus secuelas* (pp. 113-127). San Salvador, El Salvador: Instituto de Estudios Históricos, Antropológicos y Arqueológicos, Universidad de El Salvador-Fundación Friedrich Ebert.
- Guzmán, I., & Calvo, J. (2013). Planificación del recurso hídrico en América Latina y el Caribe. *Tecnología en Marcha*, 6(1), 3-18. Recuperado de

[http://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec\\_marcha/article/viewFile/1117/1030](http://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/viewFile/1117/1030)

- Hatanaka, M., & Busch, L. (2008). Third-party certification in the global agrifood system: An objective or social mediated governance mechanism? *Sociologia Ruralis*, 48(1), 73-91. DOI: 10.1111/j.1467-9523.2008.00453.x
- Hernández, M. C., & Villaseñor, A. (2014). La calidad en el sistema agroalimentario globalizado. *Revista Mexicana de Sociología*, 76(4), 557-582. Recuperado de <http://www.revistas.unam.mx/index.php/rms/article/view/46453/41717>
- Hernández, M. L., Sánchez, M. L., & Vázquez, J. D. (2013). Agua y desequilibrio geográfico: estudio sobre vulnerabilidad hídrica en la región tlaxcalteca de la Matlalcueye. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(1), 107-116. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/341/302>
- Ibarra, Á. M., Campos, J., & Rivera, F. J. (2002). Hacia la gestión sustentable del agua. *Propuesta básica para elaborar una política nacional hídrica*. Recuperado de <http://www.unes.org.sv/wp-content/uploads/2017/01/Propuestas-politica-nacional-hidrica.pdf>
- Jordan, M. (January 8, 2018). Trump Administration says that nearly 200,000 Salvadorans Must Leave. *New York Times*. Recuperado de <https://www.nytimes.com/2018/01/08/us/salvadorans-tps-end.html>
- Klein, N. (2002). *No logo: el poder de las marcas*. Barcelona, España: Paidós Ibérica, S. A.
- Lara, C. (2003). Religión y conciencia revolucionaria: formación y desarrollo del movimiento campesino en Chalatenango. *Primer Encuentro de Historia de El Salvador*, 22-25 de julio, Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador. Recuperado de <http://www.cedema.org/uploads/carloslara.pdf>
- Lawrence, P., Meigh, J., & Sullivan, C. (2002). The Water Poverty Index: An international comparison. *Keele Economics Research Papers* (19), 1-16. Recuperado de <http://econwpa.repec.org/eps/dev/papers/0211/0211003.pdf>

- Meli, R. (2001). Conceptos básicos del desastre. En: Zepeda, O., & González, S. (eds.). *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México. Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana* (pp. 2-30). México, DF, México: Secretaría de Gobernación, Centro Nacional de Prevención de Desastres. Recuperado de <http://www.cenapred.unam.mx/es/DocumentosPublicos/PDF/SerieEspecial/diagnostico.pdf>
- Menjívar, U. J. (2009). Los nuevos movimientos sociales en El Salvador. Orígenes y movilización. *XXVII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. VIII Jornadas de Sociología de la Universidad de Buenos Aires*, del 31 de agosto al 4 de septiembre, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <http://cdsa.aacademica.org/000-062/1681>
- Murillo, L. D., & Soares, M. D. (2013). El péndulo de la gobernabilidad y la gobernanza del agua en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(3), 149-163.
- Ortiz, M. I., Cea, M. E., & Sánchez, J. (2003). Escenarios demográficos en América Latina y el Caribe. *Investigaciones Geográficas. Boletín Instituto de Geografía*, (51), 107-124.
- Padilla, E. (2012). La construcción social de la escasez del agua. Una perspectiva teórica anclada en la construcción territorial. *Región y Sociedad*, 24(spe3), 91-116. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-39252012000600004](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-39252012000600004)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2003). *Informe sobre Desarrollo Humano El Salvador 2003. Desafíos y opciones en tiempos de globalización*. Recuperado de [http://hdr.undp.org/sites/default/files/el\\_salvador\\_2003\\_sp.pdf](http://hdr.undp.org/sites/default/files/el_salvador_2003_sp.pdf)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2004). *Cuadernos sobre Desarrollo Humano N° 3. La equidad de género en El Salvador*. Recuperado de [http://www.sv.undp.org/content/el\\_salvador/es/home/library/women\\_empowerment/cuadernos-sobre-desarrollo-humano-n-3--la-equidad-de-genero-en-e.html](http://www.sv.undp.org/content/el_salvador/es/home/library/women_empowerment/cuadernos-sobre-desarrollo-humano-n-3--la-equidad-de-genero-en-e.html)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005a). *Informe sobre Desarrollo Humano El Salvador 2005. Una mirada al nuevo nosotros. El impacto de las migraciones*. Recuperado de

- [http://www.sv.undp.org/content/el\\_salvador/es/home/library/hiv\\_aids/informe-sobre-desarrollo-humano-el-salvador-2005.html](http://www.sv.undp.org/content/el_salvador/es/home/library/hiv_aids/informe-sobre-desarrollo-humano-el-salvador-2005.html)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005b). *Indicadores municipales sobre el desarrollo humano y objetivos de desarrollo del milenio. El Salvador 2005*. Recuperado de [http://www.sv.undp.org/content/el\\_salvador/es/home/library/hiv\\_aids/informe-262--indicadores-municipales-sobre-desarrollo-humano-y-o.html](http://www.sv.undp.org/content/el_salvador/es/home/library/hiv_aids/informe-262--indicadores-municipales-sobre-desarrollo-humano-y-o.html)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2006a). *Informe sobre desarrollo humano. Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial del agua*. Recuperado [http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr\\_2006\\_es\\_completo.pdf](http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2006_es_completo.pdf)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2006b). *El agua. Una valoración económica de los recursos hídricos en El Salvador. Cuadernos sobre desarrollo humano N° 5*. Recuperado de [http://forodelagua.org.sv/sites/default/files/documentos/2013/01/cuardeno\\_agua\\_pnud.pdf](http://forodelagua.org.sv/sites/default/files/documentos/2013/01/cuardeno_agua_pnud.pdf)
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2013). *Informe sobre Desarrollo Humano El Salvador 2013. Imaginar un nuevo país. Hacerlo posible. Diagnóstico y propuesta*. Recuperado de [http://www.sv.undp.org/content/el\\_salvador/es/home/library/hiv\\_aids/informe-sobre-desarrollo-humano-el-salvador-2013.html](http://www.sv.undp.org/content/el_salvador/es/home/library/hiv_aids/informe-sobre-desarrollo-humano-el-salvador-2013.html)
- PNUD-Fusai, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Fundación Salvadoreña de Apoyo Integral. (2011). *Los mercados frente al desafío de la inclusión: agua y microseguros de salud en El Salvador*. Recuperado de [http://www.undp.org/content/dam/el\\_salvador/docs/povred/UNDP\\_SV\\_INFORME\\_AGUA\\_GIM\\_2011.pdf](http://www.undp.org/content/dam/el_salvador/docs/povred/UNDP_SV_INFORME_AGUA_GIM_2011.pdf)
- PRISMA, Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente. (2006). *Democratizando la institucionalidad para la gestión del agua: lecciones de la mancomunidad La Montañona, El Salvador*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd57/AparaDagua.pdf>
- Quiñónez, J. C. (2017). Situación de los recursos hídricos El Salvador (pp. 45-56). En: Tábora, F. (coord.). *La situación de los recursos hídricos en Centroamérica. Hacia una gestión integrada. Global*

- Water Partnership (GWP) Central América*. Recuperado de [http://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cam\\_files/situacion-de-los-recursos-hidricos\\_fin.pdf](http://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cam_files/situacion-de-los-recursos-hidricos_fin.pdf)
- Ramírez, A. (11 de febrero de 2017). Carta dirigida a Ana Silvia Ortíz Gómez [comunicación personal]. En posesión de Ana Silvia Ortíz Gómez
- Ramírez, K. P. (2015). Espacio público, ¿espacio de todos? Reflexiones desde la ciudad de México. *Revista Mexicana de Sociología*, 77(1), 7-36. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/rms/v77n1/v77n1a1.pdf>
- RDL, Red para el Desarrollo Local. (2006). *El Salvador, desarrollo local y descentralización del Estado: situación actual y desafíos*. Informe 2003-2005. Recuperado de <http://sacdel.org.sv/phocadownload/publicaciones/Informe%20Red%20para%20el%20Desarrollo%20Local.pdf>
- Reeves, C., & Bednar, D. (1994). Defining quality: Alternatives and implications. *The Academy of Management Review*, 19(3), 419-445.
- Rodríguez, G., Gil, F., & García, J. (1999). *Metodología de la investigación cualitativa*. Málaga, España: Ed. Aljibe.
- Sanfeliú, M. (2001). *Determinación de la calidad del agua de consumo humano de las familias rurales: estudio socioeconómico*. Recuperado de [http://fusades.org/sites/default/files/investigaciones/serie\\_de\\_investigacion\\_2-2001\\_\\_determinacion\\_de\\_la\\_calidad\\_del\\_agua\\_de\\_consumo\\_humano\\_de\\_las\\_familias\\_rurales\\_\\_estudio\\_socioeconomico.pdf](http://fusades.org/sites/default/files/investigaciones/serie_de_investigacion_2-2001__determinacion_de_la_calidad_del_agua_de_consumo_humano_de_las_familias_rurales__estudio_socioeconomico.pdf)
- Siscar, M., & Coll, P. (21 de septiembre 2017). Las defensoras del agua en el país de la lluvia. *eldiario.es*. Recuperado de [http://www.eldiario.es/desalambre/defensoras-agua-pais-lluvia\\_0\\_688731938.html](http://www.eldiario.es/desalambre/defensoras-agua-pais-lluvia_0_688731938.html)
- Spalding, R. J. (2011). *Transnational activism and national action: El Salvador's anti-mining movement*. *The Domestic Effects of Transnational Activism*. Simposio llevado a cabo por la Tulane University, 11-12 abril, New Orleans. Recuperado de [http://stonecenter.tulane.edu/uploads/Spalding,\\_Domestic\\_Effects\\_April\\_2011-1308324600.pdf](http://stonecenter.tulane.edu/uploads/Spalding,_Domestic_Effects_April_2011-1308324600.pdf)

- Temper, L., Bene, D., & Martínez, J. (2015). Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: The EJAtlas. *Journal of Political Ecology*, 22, 255-278. Recuperado de [http://jpe.library.arizona.edu/volume\\_22/Temper.pdf](http://jpe.library.arizona.edu/volume_22/Temper.pdf)
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2006). *El agua, una responsabilidad compartida. Segundo informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el mundo*. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001444/144409S.pdf>
- UNESCO-PHI, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Programa Hidrológico Internacional. (2006). *Balance hídrico dinámico e integrado de El Salvador. Componente de evaluación de recursos hídricos*. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002281/228142s.pdf>
- Wikipedia. (2017). *Municipio Las Vueltas* (página web). Recuperado de [https://es.wikipedia.org/wiki/Las\\_Vueltas](https://es.wikipedia.org/wiki/Las_Vueltas)
- WWAP, Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. (2016). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2016: agua y empleo*. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002441/244103s.pdf>
- WWF, World Wildlife Fund. (1999). *La problemática del agua en Centroamérica*. Recuperado de [http://awsassets.panda.org/downloads/wwfca\\_revista\\_4\\_es.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/wwfca_revista_4_es.pdf)

## **Análisis del uso del agua del acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua, México**

## **Water use analysis in the Cuauhtemec Aquifer, Chihuahua, Mexico**

Ana Laura Santos-Hernández<sup>1</sup>

Enrique Palacios-Velez<sup>2</sup>

Enrique Mejía-Saenz<sup>3</sup>

Jaime Arturo Matus-Gardea<sup>4</sup>

Arturo Galvis-Spíndola<sup>5</sup>

David Vásquez-Soto<sup>6</sup>

Roberto Ascencio-Hernández<sup>7</sup>

Salvador Agustín Peña-Díaz<sup>8</sup>

<sup>1</sup>Colegio Mexicano de Especialistas en Recursos Naturales, A. C., San Luis Huexotla, Texcoco, Estado de México, México, [alsantoshernandez@gmail.com](mailto:alsantoshernandez@gmail.com)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México, [epalacio@colpos.mx](mailto:epalacio@colpos.mx)

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México, [mejiasae@gmail.com](mailto:mejiasae@gmail.com)

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México, [matus.jaime@gmail.com](mailto:matus.jaime@gmail.com)

<sup>5</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México, [galvispinola@gmail.com](mailto:galvispinola@gmail.com)

<sup>6</sup>Colegio Mexicano de Especialistas en Recursos Naturales, A.C., San Luis Huexotla, Texcoco, Estado de México, México, [david.vsoto@gmail.com](mailto:david.vsoto@gmail.com)

<sup>7</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México, [ascenciohr@gmail.com](mailto:ascenciohr@gmail.com)

<sup>8</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México.  
México, salvadorpd@colpos.mx

Autor para correspondencia: Ana Laura Santos-Hernández,  
alsantoshernandez@gmail.com

## Resumen

Chihuahua es un estado árido que cuenta con pocas fuentes de agua superficial y utiliza para el riego principalmente fuentes de agua subterránea, cuyo volumen extraído tiene tendencia creciente. El acuífero Cuauhtémoc se ha explotado por varias décadas, en particular para el suministro de agua en la agricultura, y registra extracciones de volúmenes de agua mayores a la recarga, lo que ha generado sobreexplotación, con notables abatimientos de los niveles de bombeo. En las zonas de riego no ha sido posible cuantificar con regularidad la variación en superficies sembradas y regadas, así como el volumen empleado de agua. La estimación de estos volúmenes de agua se hizo a partir de la ubicación de los pozos usados para el riego y la evaluación de las superficies cultivadas. Para 2012 se ubicaron 1 317 unidades de riego abastecidas por 1 818 aprovechamientos de agua, cubriendo una superficie física de 55 555 hectáreas regadas, donde 92% del agua utilizada es subterránea; además, se cultivan de temporal poco más de 62 mil hectáreas; sin embargo, el reporte del SIAP para ese año fue de 47 792 hectáreas regadas, 7 763 menos que las detectadas. La superficie cultivada se concentra en dos cultivos: maíz (87.0%) y manzana (11.9%). Sin embargo, mediante la cuantificación de las superficies de cultivos en pie realizado para los años 2015 y 2016, se aprecia que la agricultura ha crecido por fuera de las áreas delimitadas en 2012, lo que implica un mayor consumo de agua subterránea.

**Palabras clave:** acuífero Cuauhtémoc, balance de agua, superficie cultivada.

## Abstract

Chihuahua is an arid state that have few sources of surface water and uses mainly underground water for irrigation. The volume extracted of these sources has an increasing tendency. The Cuauhtémoc aquifer was overexploited for several decades mainly for the water supply for

irrigation and usually the extraction of water volume is much greater than the recharge, which has generated overexploitation with wide abatements of the static levels. In the irrigated areas, it has not been possible to quantify regularly the variation of the irrigated area as well the volume of water used. The estimation of the water volume used for irrigation has been based in the irrigated areas. For 2012, 1 317 irrigated units were located, supplied by 1 818 water exploitations, covering a physical area of 55 555 hectares, where 92% of the water used is underground, in addition, more than 62 000 hectares are rain fed agriculture. The cultivated area is concentrated in two crops: corn (87.0%) and apple (11.9%). However, by quantifying the areas of standing crops carried out for the years 2015 and 2016, it is show that the agriculture has grown outside the areas defined in 2012, which implies a greater consumption of groundwater.

**Keywords:** Acuífer Cuauhtemoc, water balance, cultivated area.

Recibido: 18/01/2018

Aceptado: 24/11/2018

## Introducción

El estado de Chihuahua cuenta con fuentes de agua superficial y subterránea. Dado que las precipitaciones son reducidas en estas zonas, el mayor aprovechamiento de agua es de origen subterráneo.

El acuífero Cuauhtémoc se ha explotado desde hace varias décadas, sobre todo para el suministro de agua empleada en la agricultura y, en menor proporción, es utilizado para dotar de agua a la población.

En las zonas de riego no ha sido posible cuantificar con regularidad la variación en superficie sembrada ni volumen de agua de riego; asimismo, se desconoce el grado de eficiencia en el uso del agua. En este acuífero, las lluvias juegan un papel importante en la producción agrícola, al aportar una cantidad de agua considerable al requerimiento

de los cultivos, en particular en el ciclo de primavera-verano y en segundos cultivos, requiriendo láminas de riego menores que las utilizadas en cultivos de otoño-invierno. Con la amplia superficie regada con agua del acuífero han sido extraídos volúmenes mayores a los de recarga, lo cual ha provocado sobreexplotación severa, que en muchos sitios se traduce en notables abatimientos de los niveles estáticos, que a su vez generan problemas de tipo social y económico.

Pineda-Pastrana (2011) señala que para analizar el cambio de uso de suelo se requiere de herramientas precisas y consistentes. Los sensores remotos y los sistemas de información geográfica son una opción para cuantificar los cambios ocurridos en un territorio, los cuales son difíciles de comprender y es necesario estudiarlos de manera holística.

Así, el área agrícola no puede verse como un sistema apartado de procesos sociales, se debe concebir como conjunto integrado por una parte natural y una social, dinámicos y sujetos a transformaciones a través del tiempo.

Por otro lado, mapear los usos del suelo ha sido una práctica aceptada desde 1940 mediante el uso de fotografías aéreas. Los cambios físicos en el uso del suelo han sido identificados a través de los mapas obtenidos por estos métodos y han permitido hacer inferencias sobre las razones económicas y sociales involucradas en dichos cambios. Una forma de evaluar los cambios en el uso del suelo es a partir de la medición de los cambios en la cobertura vegetal del mismo. De forma tradicional, la medición de cambios de cobertura vegetal y uso de suelo se realiza con base en información generada a partir de percepción remota (por lo general con fotografías aéreas e imágenes de satélite). Entender las causas que originan el cambio de uso y cobertura del terreno significa estudiar factores ambientales y socioeconómicos que afecta su uso.

Por su parte, Ponvert y Lau (2013) señalan que muchos de los impactos del empleo de las tecnologías agrícolas son susceptibles de ser detectados por la huella que producen al medio ambiente a través de sistemas de sensores, como fotografías aéreas e imágenes de satélite, al igual que mediante la observación directa "in situ" utilizando técnicas de relevamiento en campo. También las distintas variables espaciales pueden convertirse en capas de información que son almacenadas, procesadas y analizadas mediante sistemas de información geográfica (SIG).

Los avances en el monitoreo de cultivos agrícolas y mediante las metodologías de la agricultura de precisión (AP) en la producción primaria y la cartografía de la cubierta terrestre hacen posible el monitoreo. Como un ejemplo se tiene la estimación del estado en que se encuentra un cultivo como el de la caña de azúcar en una región determinada a escala predio o unidad productiva debido a la longevidad del cultivo, el bajo costo de adquisición de imágenes, cobertura espacial y posibilidad de generar los índices de sus bandas espectrales (Zhang, Anderson, Huang, & Myneni, 2005).

Aguilar, Galindo, Fortanelli y Contreras (2010) señalan que las técnicas de percepción remota (PR) con imágenes Landsat y los sistemas de información geográfica (SIG), así como con los sistemas de geo posicionamiento (GPS) son herramientas útiles en la identificación y monitoreo de grandes áreas agrícolas; estimación de la producción; detección de enfermedades y estrés a través del análisis de la distribución espacial; el mapeo de las diversas zonas productivas; direccionamiento del muestreo, y observación en campo, promoviendo una mayor evaluación del potencial productivo de las áreas sembradas dentro de la agricultura de precisión o de sitio específico, con base en la variabilidad espacial del suelo y parámetros de campo de los cultivos.

Hatfield, Gitelson, Schepers y Walthall (2008) señalan que los sistemas de información geográfica brindan la posibilidad de vincular espacialmente distintas fuentes de información, y a partir del análisis de las imágenes generadas por sensores remotos es posible obtener información sobre las características de las coberturas vegetales, utilizando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes, como el cálculo de índices de vegetación a partir de los valores de reflectividad a distintas longitudes de onda; se pretende extraer información relacionada con la vegetación, minimizando la influencia de otros factores externos en la toma de decisiones.

Como indica Pineda-Pastrana (2011), el uso de los sistemas de información geográfica y técnicas de percepción remota representan una visión clara para dar seguimiento temporal en las zonas agrícolas durante las fases de desarrollo de los cultivos.

En el acuífero Cuauhtémoc, las dependencias federales han llevado a cabo diversos estudios. En 1973, la Secretaría de Recursos Hidráulicos (SRH) acordó un estudio desde el punto de vista geohidrológico, cuyo objetivo fue levantar un censo de aprovechamientos de aguas

subterráneas y conocer las condiciones de explotación existentes en acuíferos regionales (SRH, 1973).

En 1982, la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) contrató un estudio que incluía el acuífero Cuauhtémoc, que buscaba conocer el grado de explotación de los acuíferos; determinar el comportamiento y evolución de los niveles del agua; evaluar la potencialidad del acuífero para determinar los volúmenes disponibles de agua; definir la calidad del agua, y efectuar recomendaciones de zonas con buena calidad a fin de planear su aprovechamiento racional (SARH, 1982).

A partir de la creación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) se han realizado diversos estudios contratados a empresas o instituciones públicas, como el hecho en 1991 para la actualización del estudio geohidrológico. También se analizaron las políticas de operación. Además de elaborar un proyecto de manejo del acuífero, se trató de un estudio de actualización geohidrológica y modelación, contratado por la necesidad de tener los elementos técnicos para tomar decisiones ante los evidentes síntomas de sobreexplotación del acuífero.

En 1998 se trabajó en la formación del modelo de simulación hidrodinámica del acuífero Cuauhtémoc. En 2000 se realizó un estudio para conocer la magnitud y distribución espacial de las extracciones del acuífero; identificar sitios propicios donde implementar acciones específicas de desarrollo o preservación, así como proponer y planear estrategias futuras sobre el manejo del acuífero.

En 2001 se realizó el estudio de actualización de mediciones piezométricas en varios acuíferos. En 2002 se determinó la disponibilidad de agua en el acuífero Cuauhtémoc. En 2005 se delimitó el acuífero con base en la recopilación y análisis de los estudios previos, para definir la situación del conocimiento hidrogeológico en dicho momento.

En 2009 se reportó la actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea. En este documento se indica que el acuífero presenta un déficit de  $207.1 \text{ hm}^3/\text{año}$ , lo cual señala la gravedad de la situación; además reporta que la extracción es de  $190.9 \text{ hm}^3/\text{año}$  y el volumen concesionado es de  $322.3 \text{ hm}^3/\text{año}$ .

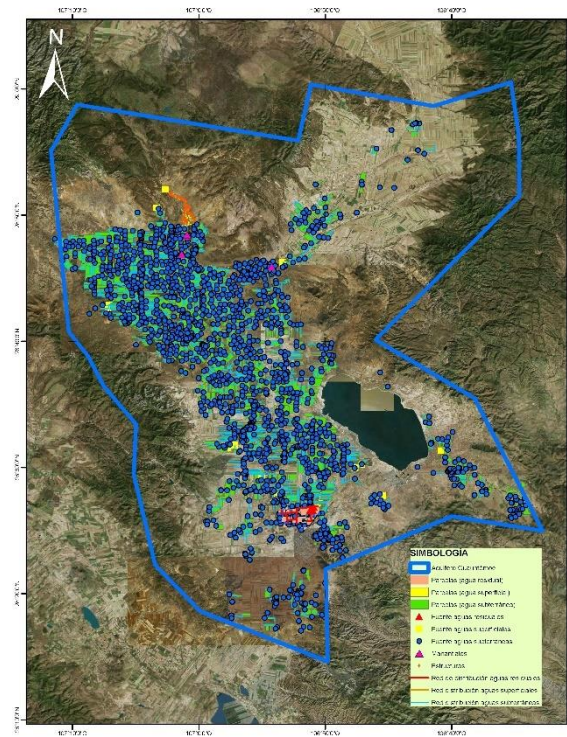
En 2010 se realizó un estudio y medición de eficiencias electromecánicas en 63 equipos de bombeo dentro del acuífero, especialmente en pozos para suministro de agua potable.

## Objetivos

El objetivo de este trabajo fue analizar el uso del agua en las zonas agrícolas de riego del acuífero Cuauhtémoc, tomando como referencia el balance del acuífero, y la estimación de superficies sembradas y de volúmenes de agua utilizados. Lo anterior, a partir del uso de técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica.

## Características generales del acuífero Cuauhtémoc

El acuífero Valle de Cuauhtémoc, denominado con el número 0805 por la Comisión Nacional del Agua (DOF, 2001), se ubica en la parte central del estado de Chihuahua entre los paralelos  $28^{\circ} 15'$  y  $28^{\circ} 57'$ , así como entre los meridianos  $106^{\circ} 30'$  y  $107^{\circ} 11'$  de longitud oeste (DOF, 2009), y abarca un área de  $3\,411\text{ km}^2$  (Figura 1). Este acuífero abarca casi la totalidad del municipio de Cuauhtémoc; de forma parcial los municipios de Riva Palacio, Cusihuirachi, Bachiniva, y un área muy reducida de los municipios de Chihuahua y Guerrero.



**Figura 1.** Aprovechamientos de agua y zona agrícola dentro de la poligonal oficial del acuífero de Cuauhtémoc. Fuente: elaboración propia con información de campo.

## Análisis de la situación actual de los aprovechamientos de agua subterráneos y superficiales en el acuífero Cuauhtémoc

Para el análisis del uso del agua en el acuífero Cuauhtémoc, en 2012 se realizó el levantamiento de infraestructura hidroagrícola en unidades de riego, que de acuerdo con el DOF (2016) son "áreas agrícolas que cuenta con infraestructura y sistemas de riego, distinta de un distrito de riego y comúnmente de menor superficie que aquél; puede integrarse por asociaciones de usuarios u otras figuras de productores organizados

que se asocian entre sí libremente para prestar el servicio de riego con sistemas de gestión autónoma y operar las obras de infraestructura hidráulica para la captación, derivación, conducción, regulación, distribución y desalojo de las aguas nacionales destinadas al riego agrícola". En dichas unidades de riego se identificaron aprovechamientos de agua superficiales y subterráneos, superficie de riego (delimitación de predios), red de conducción y estructuras, sistemas de riego y tipo de cultivo; también se ubicaron los aprovechamientos de uso público urbano y uso residual existentes.

## Uso agrícola

Dentro del acuífero se ubicaron 1 317 unidades de riego (Tabla 1), mientras que la clasificación de dichos aprovechamientos por tipo de uso y volumen concesionado se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 1.** Censo de aprovechamientos el acuífero Cuauhtémoc. Fuente: elaboración propia con datos de campo.

| Tipo de aprovechamiento    | Número de aprovechamientos |           | Superficie física (ha) | Número de unidades de riego |
|----------------------------|----------------------------|-----------|------------------------|-----------------------------|
|                            | Total                      | Inactivos |                        |                             |
| Superficial                | 30                         | 3         | 801                    |                             |
| Residual                   | 1                          |           | 573                    |                             |
| Subterráneo agrícola       | 1 783                      | 82        | 54 133                 |                             |
| Subterráneo público urbano | 142                        | 5         |                        |                             |
| Manantial                  | 4                          |           | 48                     |                             |
| <b>Total</b>               | <b>1 960</b>               | <b>90</b> | <b>55 555</b>          | <b>1 317</b>                |

**Tabla 2.** Uso de los recursos en unidades de riego del acuífero Cuauhtémoc. Fuente: elaboración propia con datos de campo.

| Año | Uso | Número de | Volumen | Superficie |
|-----|-----|-----------|---------|------------|
|-----|-----|-----------|---------|------------|

|      |                            | <b>aprovechamientos<br/>activos</b> | <b>(hm<sup>3</sup>)</b> | <b>agrícola<br/>(ha)</b> |
|------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------|--------------------------|
| 2012 | Subterráneo agrícola       | 1 701                               | 352.7                   | 54 133                   |
|      | Subterráneo público urbano | 137                                 | 18.6                    |                          |
|      | Subterránea pecuario       |                                     | 5.0                     |                          |
|      | Manantiales agrícolas      | 4                                   | 0.3                     | 48                       |
|      | Superficial agrícola       | 27                                  | 4.8                     | 801                      |
|      | Residual agrícola          | 1                                   | 3.6                     | 573                      |
|      | <b>Total</b>               | <b>1 870</b>                        | <b>385.0</b>            | <b>55 555</b>            |

Otros resultados del levantamiento de infraestructura en unidades de riego muestran la superficie sembrada y su patrón de cultivos con el tipo de aprovechamiento correspondiente (Tabla 3), mientras que en la Tabla 4 se presentan los sistemas de riego encontrados en las unidades de riego con su respectivo cultivo.

**Tabla 3.** Superficie sembrada y patrón de cultivos. Fuente: elaboración propia con datos de campo.

| <b>Cultivo</b>          | <b>Superficie por tipo de aprovechamiento (ha)</b> |                    |                 |                  |
|-------------------------|----------------------------------------------------|--------------------|-----------------|------------------|
|                         | <b>Subterráneo</b>                                 | <b>Superficial</b> | <b>Residual</b> | <b>Total</b>     |
| Maíz                    | 47 106.83                                          | 670.75             |                 | 47 777.58        |
| Manzana                 | 6 459.17                                           | 168.25             | 572.88          | 7 200.30         |
| Frijol                  | 218.60                                             | 10.00              |                 | 228.60           |
| Avena                   | 215.00                                             |                    |                 | 215.00           |
| Asociación de cultivos* | 51.00                                              |                    |                 | 51.00            |
| Otros cultivos**        | 82.80                                              |                    |                 | 82.80            |
| <b>Total</b>            | <b>54 133.40</b>                                   | <b>849.00</b>      | <b>572.88</b>   | <b>55 555.28</b> |

\*Dos cultivos sembrados de manera conjunta.

\*\*Otro cultivo: cerezo, durazno, frijol, hortalizas, jitomate, sorgo, tomate, uva.

**Tabla 4.** Superficie sembrada por tipo de cultivo y sistema de riego.

Fuente: elaboración propia con datos de campo y del Sistema de Información Geográfica del acuífero Cuauhtémoc, 2012.

| Cultivo       | Multicompuestas  |              | Microaspersión  |              | Pivote central  |             | **Otro tipo de riego |             | Total            |               |
|---------------|------------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|-------------|----------------------|-------------|------------------|---------------|
|               | (ha)             | (%)          | (ha)            | (%)          | (ha)            | (%)         | (ha)                 | (%)         | (ha)             | (%)           |
| Maíz          | 44,554.73        | 80.20        | 45.50           | 0.08         | 1,722.70        | 3.10        | 1,317.45             | 2.37        | 47,640.39        | 85.75         |
| Manzana       | 776.13           | 1.40         | 5,810.66        | 10.46        | 0.00            | 0.00        | 613.50               | 1.10        | 7,200.29         | 12.96         |
| *Otro cultivo | 383.60           | 0.69         | 10.00           | 0.02         | 81.00           | 0.15        | 240.00               | 0.43        | 714.60           | 1.29          |
| <b>Total</b>  | <b>45,714.46</b> | <b>82.29</b> | <b>5,866.16</b> | <b>10.56</b> | <b>1,803.70</b> | <b>3.25</b> | <b>2,170.95</b>      | <b>3.90</b> | <b>55,555.28</b> | <b>100.00</b> |

\* Otro cultivo: alfalfa, avena, avena y trigo, cerezo, durazno, frijol, hortalizas, jitomate, maíz elotero, maíz forrajero, maíz y avena, maíz y frijol, sorgo, tomate, uva.

\*\* Otro tipo de riego: aspersión; aspersión y tubería multicompuestas; avance frontal; goteo, gravedad, microaspersión y tubería multicompuestas; pivote central y tubería multicompuestas.

Dado que el principal y mayor usuario de agua en el acuífero Cuauhtémoc es el sector agrícola, se estimó el volumen de agua extraído a partir de láminas brutas de riego determinadas en el trabajo de Conagua (2000) y considerando los actuales sistemas de riego. En el caso del maíz, se consideró una eficiencia total de riego de 55% y en otros cultivos de 49%, por lo que la Tabla 5 muestra los volúmenes de extracción en el sector agrícola utilizados en el cálculo de volúmenes empleados en 2012.

**Tabla 5.** Láminas de riego y volúmenes estimados. Fuente: elaboración propia con datos de Conagua (2000).

| Cultivo                       | Maíz   | Otros cultivos | Manzana |
|-------------------------------|--------|----------------|---------|
| Número de riegos              | 6      | 5              | 21      |
| Requerimiento de riego (cm)*  | 34.4   | 26.8           | 74.0    |
| Eficiencia total de riego**   | 55%    | 49%            | 90%     |
| Lámina bruta de riego (cm)*** | 63     | 53             | 82      |
| Superficie (ha)               | 47 107 | 567            | 6 459   |

|                                               |       |     |      |
|-----------------------------------------------|-------|-----|------|
| Volumen (hm <sup>3</sup> /año)                | 296.7 | 3.0 | 53.0 |
| Volumen total extraído (hm <sup>3</sup> /año) | 352.7 |     |      |

\* El requerimiento de riego es la cantidad de agua que necesita el cultivo para sobrevivir; varía con los factores ambientales, climáticos y de suelo.

\*\* La eficiencia total de riego es igual al producto de la eficiencia de conducción y eficiencia de aplicación.

\*\*\*La lámina bruta de riego es la lámina neta de riego afectada por la eficiencia total de riego.

## Uso público urbano

Respecto al uso público urbano se ubicaron 142 aprovechamientos, de los cuales 76 tienen título de concesión, lo que ampara un volumen de unos 11 hm<sup>3</sup>/año. Sin embargo, se ha estimado que la extracción para este uso (que incluye 5 hm<sup>3</sup>/año para uso pecuario) es de 23 hm<sup>3</sup>/año estimados como extracción.

## Vedas para el aprovechamiento de aguas del subsuelo

Un aspecto relevante es que prácticamente todo el acuífero Cuauhtémoc está vedado para el alumbramiento de aguas subterráneas y sólo una pequeña parte en la zona noreste no lo está, lo que hace posible la implementación de un reglamento específico del uso del agua en esta zona o simplemente un acuerdo con los usuarios.

## **Disponibilidad media anual de agua subterránea**

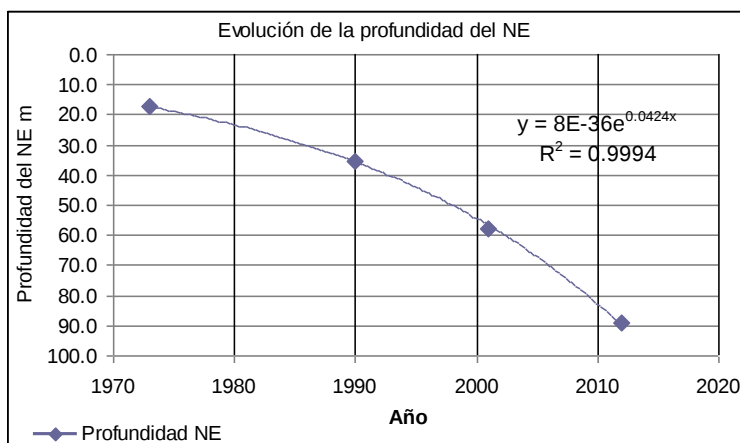
De acuerdo con la actualización de disponibilidad media anual de agua subterránea del acuífero Cuauhtémoc (0805), publicada en 2009, no se tiene disponibilidad para el otorgamiento de nuevas concesiones para la explotación de este recurso en el acuífero mencionado (DOF, 2009).

En dicha publicación se menciona una recarga total de  $115.2 \text{ hm}^3/\text{año}$ , un volumen comprometido nulo y un volumen concesionado de  $322.3 \text{ hm}^3/\text{año}$ , lo que arroja un déficit de  $207.1 \text{ hm}^3/\text{año}$ , según la norma; además de un volumen de extracción consignado en estudios técnicos de  $190.9 \text{ hm}^3/\text{año}$  (Conagua, 2002).

## **Integración y análisis de un modelo de balance hídrico en el acuífero Cuauhtémoc**

La extracción de aguas del subsuelo en acuífero Cuauhtémoc ha tenido un incremento considerable. Tomando en cuenta que la información disponible para analizar el desarrollo histórico de las extracciones corresponde al periodo 1973-2000, se determinó que la extracción pasa de  $97.9 \text{ hm}^3/\text{año}$  a  $381.3 \text{ hm}^3/\text{año}$  y actualmente hasta  $352.7 \text{ hm}^3/\text{año}$ .

Las profundidades medias del nivel estático presentan un abatimiento creciente de 1973 a la fecha. El comportamiento de las profundidades del nivel estático entre 1973 y 2012 se presenta en la Figura 2.



**Figura 2.** Profundidad media del nivel estático observado en Cuauhtémoc. Fuente: elaboración propia con datos del estudio.

Actualmente el acuífero presenta profundidades de sus niveles estáticos muy variables, pues van desde los 20 m hasta valores cercanos a 200 m. Las profundidades de 20 m se encuentran en las cercanías de la laguna Bustillos, mientras que al noreste del poblado Reforma se observan las mayores profundidades del nivel estático, que oscilan de 130 a 210 m.

## Balance de aguas subterráneas del acuífero Cuauhtémoc

Como parte del análisis del acuífero Cuauhtémoc se elaboró el modelo conceptual del acuífero. Para conocer el orden de los volúmenes de agua que recargan al acuífero es fundamental señalar que las precipitaciones medias anuales en la región son del orden de 492 mm/año y que la temperatura media anual es de 13.2 °C, por lo que se estima que la infiltración es de unos 100 hm<sup>3</sup>/año, que corresponden a 6% de los volúmenes precipitados. Dicha información se incorpora en el balance de aguas subterráneas.

En el área de balance de aguas subterráneas se consideran tanto las partes altas, con un área de 1 649 km<sup>2</sup>, como las de valle (1 762 km<sup>2</sup>), que están comprendidas dentro de la poligonal del acuífero, por tanto, el área total es 3 411 km<sup>2</sup>. El balance de aguas subterráneas incluye los escenarios correspondientes a los años 1973, 1991, 2000 y 2012, ya que se contó con la información de los estudios correspondientes a tales años (Tabla 6).

**Tabla 6.** Balances de aguas subterráneas. Fuente: elaboración propias con datos de diversos estudios.

| Año                              |                           | 1973 <sup>(1)</sup> | 1991 <sup>(2)</sup> | 2000 <sup>(3)</sup> | 2012 <sup>(4)</sup> |
|----------------------------------|---------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Área total del acuífero          | km <sup>2</sup>           | 3 411               | 3 411               | 3,411               | 3 411               |
| Recarga natural por lluvia       | hm <sup>3</sup> /año      | 52.7                | 52.7                | 52.7                | 52.7                |
| Entradas horizontales            | hm <sup>3</sup> /año      | 51.5                | 51.5                | 51.5                | 51.5                |
| <b>Recarga natural total</b>     | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>104.2</b>        | <b>104.2</b>        | <b>104.2</b>        | <b>104.2</b>        |
| Retorno total                    | hm <sup>3</sup> /año      | 17.5                | 25.1                | 67.6                | 55.5                |
| <b>Entradas totales</b>          | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>121.7</b>        | <b>129.3</b>        | <b>171.8</b>        | <b>159.7</b>        |
| Manantiales                      | hm <sup>3</sup> /año      |                     |                     |                     | 0.3                 |
| Evapotranspiración               | hm <sup>3</sup> /año      | 34.6                | 34.61               | 6.20                | 3.5                 |
| Salidas horizontales             | hm <sup>3</sup> /año      |                     |                     |                     | 0.0                 |
| <b>Extracción total bruta</b>    | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>97.9</b>         | <b>151.2</b>        | <b>381.3</b>        | <b>376.2</b>        |
| Agrícola                         | hm <sup>3</sup> /año      | 61.6                | 111.6               | 324.2               | 352.7               |
| Público urbano                   | hm <sup>3</sup> /año      | 5.1                 | 15.4                | 15.4                | 18.6                |
| Industrial                       | hm <sup>3</sup> /año      | 25.0                | 18.0                | 35.4                |                     |
| Otros                            | hm <sup>3</sup> /año      | 6.2                 | 6.3                 | 6.3                 | 5.0                 |
| <b>Descarga total</b>            | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>132.5</b>        | <b>185.8</b>        | <b>387.5</b>        | <b>380.0</b>        |
| <b>Minado</b>                    | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>-10.9</b>        | <b>-56.5</b>        | <b>-215.7</b>       | <b>-220.3</b>       |
| <b>Extracción total neta</b>     | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>115.0</b>        | <b>160.7</b>        | <b>319.8</b>        | <b>324..5</b>       |
| <b>Recarga natural</b>           | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>104.2</b>        | <b>104.2 (65%)</b>  | <b>104.2 (33%)</b>  | <b>104.2 (32%)</b>  |
| <b>Minado del acuífero</b>       | <b>hm<sup>3</sup>/año</b> | <b>-10.9</b>        | <b>-56.5 (35%)</b>  | <b>-215.7 (67%)</b> | <b>-220.3 (68%)</b> |
| <b>Abatimiento en el periodo</b> |                           | <b>1.07</b>         | <b>2.06</b>         | <b>2.81</b>         |                     |

<sup>(1)</sup> SRH, 1973.

<sup>(2)</sup> Conagua, 1991.

<sup>(3)</sup> Conagua, 2000.

(4) Datos de estudio.

## Alternativas de solución a las problemáticas del acuífero Cuauhtémoc

Dada la problemática del acuífero Cuauhtémoc es necesario realizar el análisis de la productividad del riego, lo que permitirá generar alternativas de manejo del agua de riego que permitan utilizarla eficientemente y propiciar el incremento en la productividad de dicho recurso.

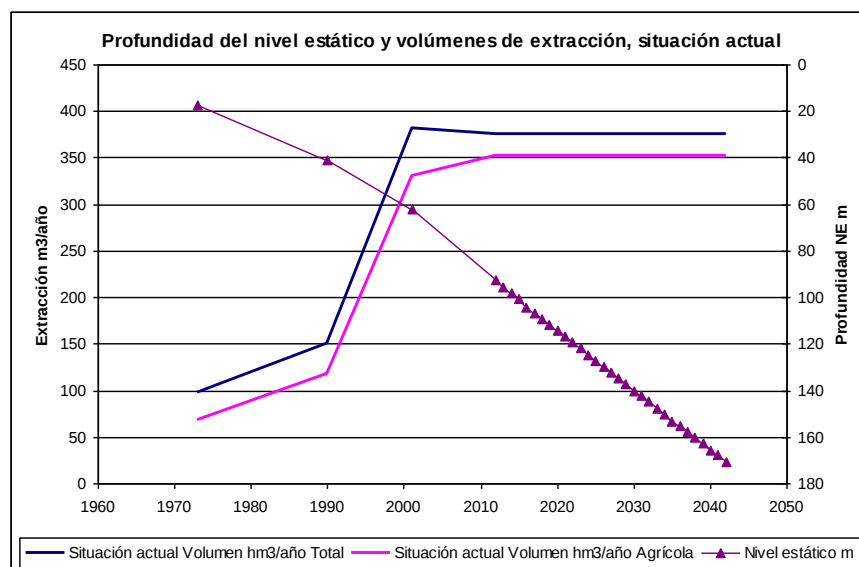
Las opciones de manejo de los recursos hídricos se enfocan sobre todo a los recursos provenientes del subsuelo y para el uso agrícola los que representan 92% del total de los recursos hídricos utilizados en la región. Durante los trabajos de campo se obtuvo el costo y valor de la producción mediante entrevistas que se realizaron a los productores. La Tabla 7 presenta el valor de la producción en cultivos irrigados en exclusivo dentro de los límites del acuífero.

**Tabla 7.** Cultivos irrigados con aprovechamientos de agua subterránea.

| Cultivo        | Superficie (ha) | Porcentaje (%) | Costo de producción (millones \$) | Valor de la producción (millones \$) | Volumen (hm <sup>3</sup> /año) | Beneficio (\$/ha) | Beneficio (\$/m <sup>3</sup> ) |
|----------------|-----------------|----------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|-------------------|--------------------------------|
| Maíz           | 47 107          | 87             | 755.2                             | 1 446.9                              | 296.7                          | 14 684            | 2.33                           |
| Manzana        | 6 459           | 12             | 515.3                             | 1 065.5                              | 53.0                           | 85 183            | 10.39                          |
| Otros cultivos | 567             | 1              | 9.2                               | 21.5                                 | 3.0                            | 21 693            | 4.09                           |
| Total          | 54 133          | 100            | 1 279.7                           | 2 533.9                              | 352.7                          | 23 169            | 3.56                           |

De continuar las condiciones de sobreexplotación actual, los abatimientos del nivel estático seguirán a un ritmo importante. En 30 años la profundidad media del nivel estático se duplicará, al pasar de 90

a 170 metros en promedio dentro la zona de explotación del acuífero (Figura 3).



**Figura 3.** Extracción del agua subterránea bajo la situación actual y proyección del nivel estático. Fuente: elaboración propia con datos del estudio.

## Ajuste de concesiones al volumen de extracción

Para modificar los abatimientos señalados, la extracción actual de 352.7 hm<sup>3</sup>/año se deberá disminuir hasta 189.4 hm<sup>3</sup>/año, al ajustar los volúmenes de extracción al volumen concesionado de 206.1 hm<sup>3</sup>/año, menos 16.7 hm<sup>3</sup>/año, por concepto de volúmenes concesionados que no se usan.

Para lograr este propósito se deberán realizar una serie de acciones para demostrar a los usuarios, a través de mediciones, que el volumen que usan se excede en relación con lo concesionado. Las mediciones pueden ser de forma directa con medidores, o de manera indirecta, como con láminas de riego o consumos de energía eléctrica, con el apoyo de

técnicas de percepción remota y utilizando la plataforma de sistemas de información geográfica.

En el segundo caso, necesariamente se tendrán que aforar todos los pozos y obtener una constante de proporcionalidad entre el consumo de energía y la extracción; constante que deberá corregirse cada año por lo menos debido al deterioro del pozo y/o equipo de bombeo, así como del incremento del nivel de bombeo; además, se requiere demostrar que el medidor de energía funciona de modo correcto.

Asimismo, deberán corregirse en el Registro Público de Derechos de Agua (REPDa) las anomalías ya mencionadas. En este ejercicio de planeación se ha considerado un tiempo de cinco años para lograr tal ajuste y ordenar el sistema administrativo de la Comisión Nacional del Agua.

## **Estabilización del acuífero**

Después se intentará estabilizar el acuífero, lo que significa igualar la recarga con la extracción; es decir, llevar la extracción hasta un valor cercano a los 100 hm<sup>3</sup>/año, que corresponde a la recarga natural. Para esto se han considerado otros cinco años más.

## **Efectos económicos**

En la primera etapa, consistente en ajustar las concesiones al volumen de extracción, el valor de la producción disminuiría de 2 534 a 1 392 millones pesos anuales, con la consecuente disminución en los beneficios de los agricultores. En este caso el volumen de extracción disminuiría de 352.7 a 189.4 hm<sup>3</sup>/año.

En una segunda etapa se propone la estabilización del acuífero, donde el volumen bruto utilizado disminuiría hasta 86.6 hm<sup>3</sup>/año. En este caso, la superficie de maíz pasaría de 25 100 a 8 860 ha; la superficie sembrada de manzana se conserva.

Ambas etapas afectarían sólo al sector agrícola, lo que significa respetar los volúmenes de agua utilizado en el uso público urbano. La cuantificación de los costos y beneficios se presentan en la Tabla 8.

**Cuadro 8.** Propuesta de estabilización. Fuente: elaboración propia con datos del estudio.

| Cultivo                                                | Superficie (ha) | Porcentaje superficie (%) | Volumen bruto (hm <sup>3</sup> /año) | Costo de producción (millones de \$) | Valor de la producción (millones de \$) | Beneficio (millones de \$) | Beneficio (\$/m <sup>3</sup> ) |
|--------------------------------------------------------|-----------------|---------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------|--------------------------------|
| <b>Situación (2012)</b>                                |                 |                           |                                      |                                      |                                         |                            |                                |
| Maíz                                                   | 47 107          | 87                        | 296.7                                | 755.2                                | 1,446.9                                 | 691.7                      | 2.3                            |
| Manzana                                                | 6 459           | 12                        | 53.0                                 | 515.3                                | 1,065.5                                 | 550.2                      | 10.4                           |
| Otros Cultivos                                         | 567             | 1                         | 3.0                                  | 9.2                                  | 21.5                                    | 12.3                       | 4.1                            |
| <b>Total</b>                                           | <b>54 133</b>   |                           | <b>352.7</b>                         | <b>1 279.7</b>                       | <b>2,533.9</b>                          | <b>1 254.2</b>             | <b>3.6</b>                     |
| <b>Ajuste de concesiones (2013-2017)</b>               |                 |                           |                                      |                                      |                                         |                            |                                |
| Maíz                                                   | 25 100          | 87                        | 158.2                                | 404.2                                | 770.7                                   | 366.5                      | 2.3                            |
| Manzana                                                | 3,650           | 13                        | 29.9                                 | 298.5                                | 607.7                                   | 309.2                      | 10.3                           |
| Otros Cultivos                                         | 250             | 1                         | 1.3                                  | 6.1                                  | 14.0                                    | 7.9                        | 5.9                            |
| <b>Total</b>                                           | <b>29 000</b>   |                           | <b>189.4</b>                         | <b>708.8</b>                         | <b>1 392.4</b>                          | <b>683.6</b>               | <b>3.6</b>                     |
| <b>Estabilización recarga = extracción (2018-2022)</b> |                 |                           |                                      |                                      |                                         |                            |                                |
| Maíz                                                   | 8 860           | 70                        | 55.9                                 | 145.6                                | 272.1                                   | 126.5                      | 2.3                            |
| Manzana                                                | 3 650           | 29                        | 29.9                                 | 298.5                                | 607.8                                   | 309.3                      | 10.3                           |
| Otros Cultivos                                         | 160             | 1                         | 0.8                                  | 2.2                                  | 5.9                                     | 3.7                        | 4.4                            |
| <b>Total</b>                                           | <b>12 670</b>   |                           | <b>86.6</b>                          | <b>446.3</b>                         | <b>885.8</b>                            | <b>439.5</b>               | <b>5.1</b>                     |

Sin embargo, en la segunda etapa se requiere la cancelación de concesiones (103 hm<sup>3</sup>/año), lo que representa disminuir el beneficio

neto de los agricultores en un monto del orden de 240 millones de pesos anuales, cifra que deberá pagarse, pues legalmente existen concesiones.

## Análisis del uso del agua en la agricultura del acuífero Cuauhtémoc

A partir de la actualización del modelo y el balance del acuífero se realizó el análisis del cambio en la superficie sembrada en el acuífero Cuauhtémoc. Se utilizaron herramientas de análisis, como las técnicas de percepción remota, sistemas de información geográfica e imágenes de satélite Landsat 8 para varias fechas de los años 2015 y 2016, tal como se indica en la Tabla 9.

**Tabla 9.** Imágenes Landsat 8 utilizadas en la cuantificación de superficie sembrada en el acuífero Cuauhtémoc. Fuente: elaboración propia.

| ID | Clave                 | Nombre             | Fecha    |
|----|-----------------------|--------------------|----------|
| 1  | LC80330402015163LGN00 | LC0803304020150612 | 12/06/15 |
| 2  | LC80330402015243LGN00 | LC0803304020150831 | 31/08/15 |
| 3  | LC80330402015307LGN00 | LC0803304020151103 | 03/11/15 |
| 4  | LC80330402016054LGN00 | LC0803304020160223 | 23/02/16 |
| 5  | LC80330402016166LGN00 | LC0803304020160614 | 14/06/16 |
| 6  | LC80330402016198LGN00 | LC0803304020160716 | 16/07/16 |
| 7  | LC80330402016294LGN00 | LC0803304020161020 | 20/10/16 |
| 8  | LC80330402017056LGN00 | LC0803304020170225 | 25/02/17 |

Las imágenes de satélite Landsat 8 se procesaron mediante la aplicación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), a fin de cuantificar la superficie que fue sembrada en las zonas de cultivo delimitadas a través del modelo de sistema de información geográfica. Se realizó la corrección atmosférica de las imágenes de satélite y la orto-rectificación de las imágenes de satélite, utilizando como referencia

ortofotos del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).

La integración de la información de las unidades de riego en el modelo de SIG permitió detectar que durante la época de primavera verano existe una gran superficie que es susceptible de sembrar y que es adicional a la contenida en el SIG. Utilizando la imagen falso color y de una imagen Spot 5 con resolución de 2.5 m se digitalizaron todas las parcelas que se ubican dentro de la poligonal del acuífero Cuauhtémoc. Esto permitió conocer el dato de superficie física total susceptible de cultivo.

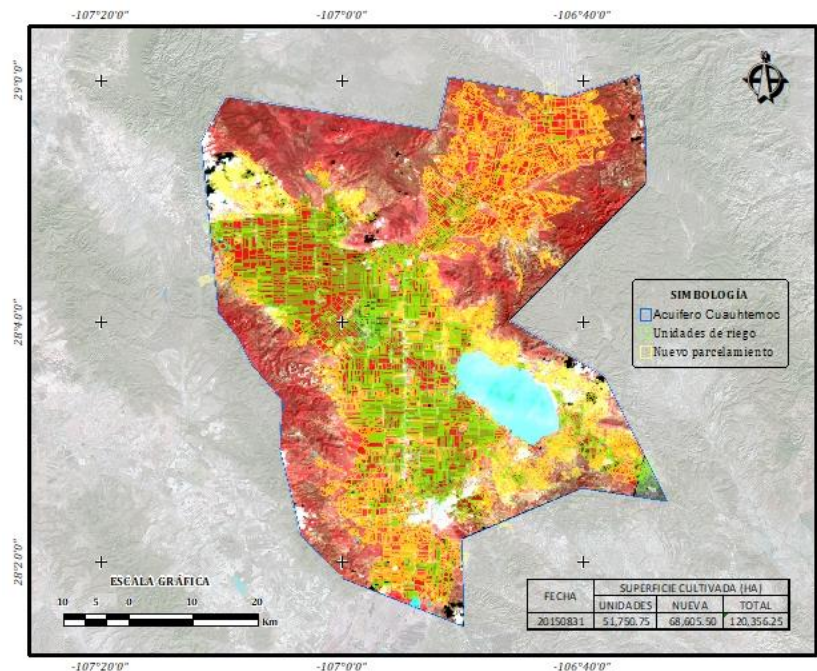
El cálculo del NDVI se realizó a partir de los valores de reflectancia en las bandas roja e infrarroja cercana, empleando un filtro de 0 para valores de NDVI menores a 0.25. Posteriormente, se cuantificó la cantidad de píxeles en cada uno de los polígonos correspondientes a parcelas mediante el *software ERDAS* y la asignación de la suma de píxeles de NDVI a la base de datos de parcelas.

La estimación de área sembrada se realizó a partir de la multiplicación del número de píxeles de cada parcela por el área del píxel (0.09 ha); posteriormente se hizo un filtro para evitar que el área sembrada fuera mayor que el área física. Una vez hecho esto se calculó el porcentaje entre ambas áreas y se filtran valores menores al 30% de área sembrada, a los cuales se les asigna un valor de cero. Por último, se realizó la suma del área de cada parcela para obtener el área sembrada total.

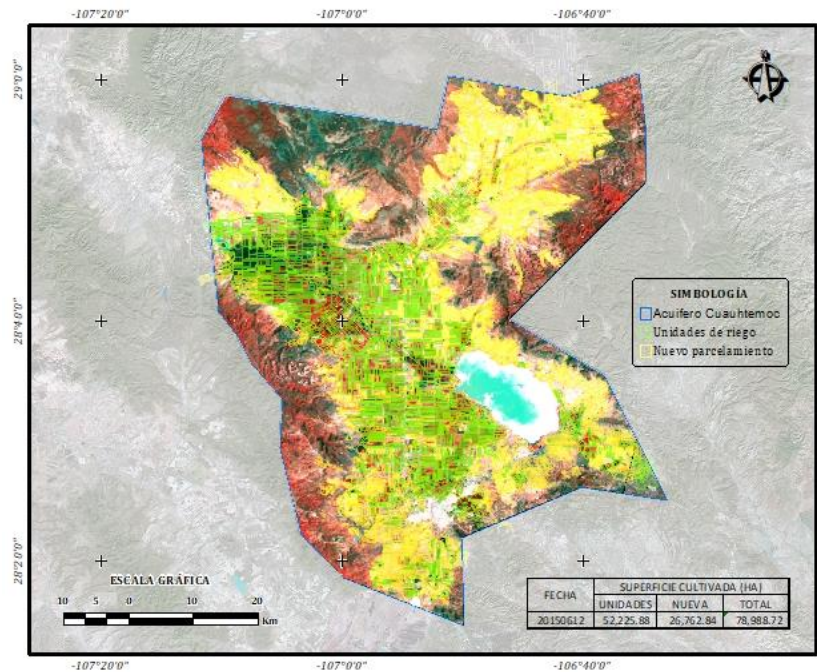
Para el análisis de la agricultura en los ciclos 2012, 2013 y 2014, las imágenes correspondientes al periodo primavera verano (junio-agosto), contaban con gran cobertura con nube, por lo cual se omitieron en la cuantificación de superficie.

Para 2015 y 2016, durante el periodo primavera verano (junio-agosto) se localizaron imágenes de satélite Landsat 8 con baja nubosidad que permitió cuantificar la superficie sembrada. Para estos ciclos se observó una superficie sembrada con mayor cobertura a la utilizada por las unidades de riego ubicadas en 2012 con trabajo de campo. Por esta razón se requirió generar una capa de información adicional en el modelo de sistema de información geográfica que incluyera las zonas cultivadas en el periodo verano, aun cuando en gran parte de esta superficie el tipo de cultivo desarrollado sea de temporal, y no se pueda cuantificar o diferenciar la superficie regada. Esta capa de información

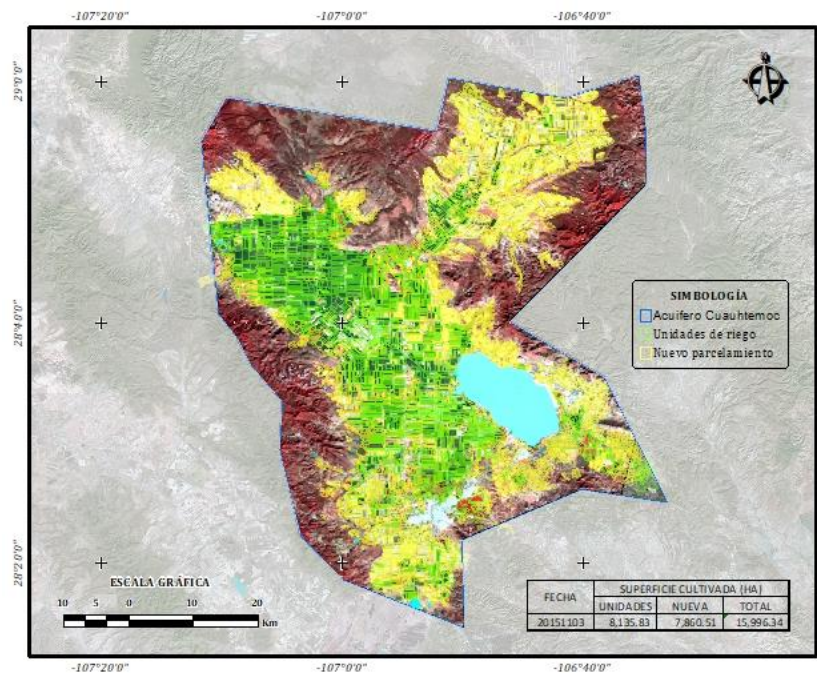
sirvió de referencia para cuantificar posteriormente la superficie cultivada a través de técnicas de percepción remota con imágenes de satélite y el cálculo del NDVI. Para los años 2015 y 2016 se determinó que existe una superficie adicional fuera de la perimetral de las unidades de riego consideradas, sin embargo, no se conoce con exactitud el tipo de cultivo y los volúmenes de agua utilizados. En este caso se estimó la cobertura vegetal que existe dentro de predios localizados y visibles en el área agrícola del acuífero. Lo anterior se muestra en la Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8, Figura 9, Figura 10 y Figura 11, y los resultados en la Tabla 10.



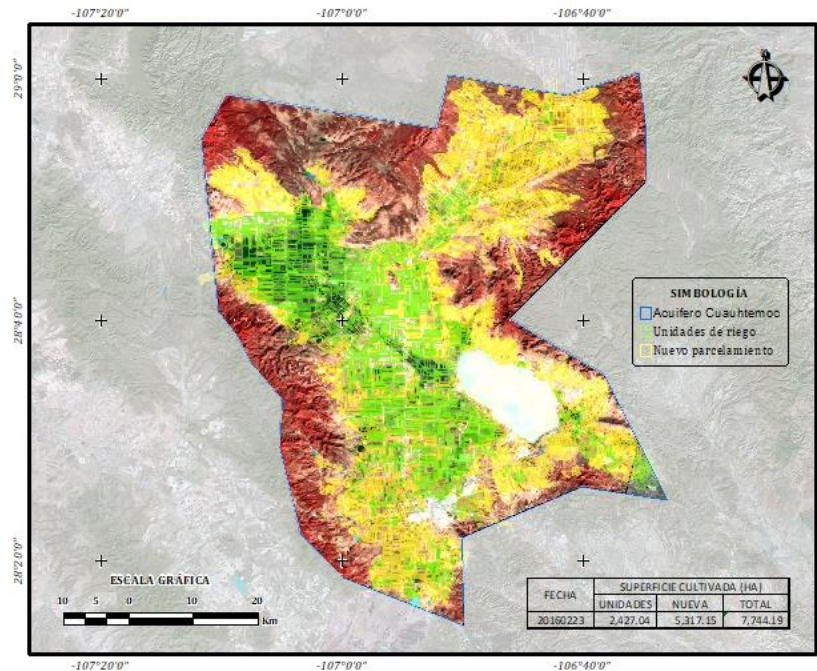
**Figura 4.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (31/08/2015): parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego. Fuente: elaboración propia.



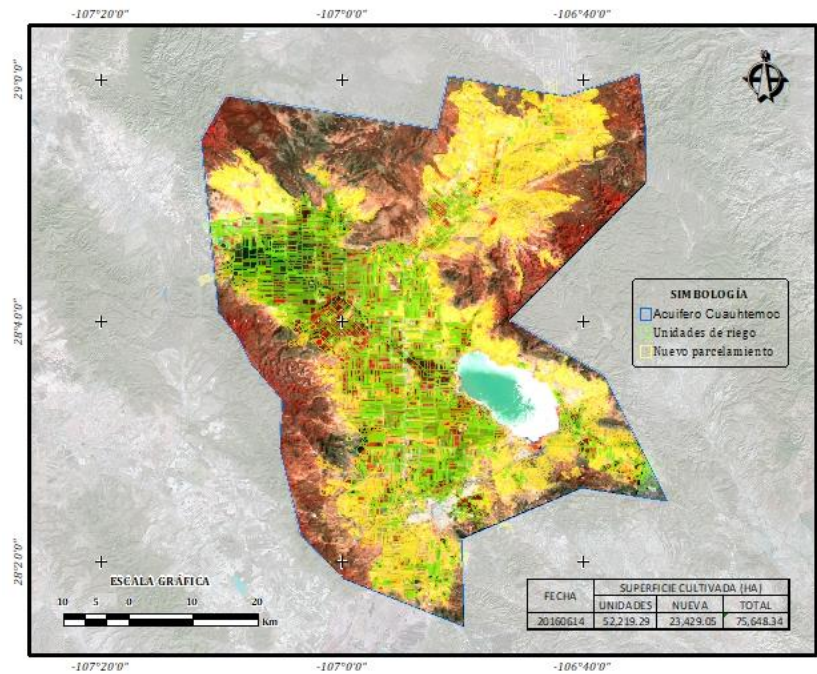
**Figura 5.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (12/06/2015): parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego. Fuente: elaboración propia.



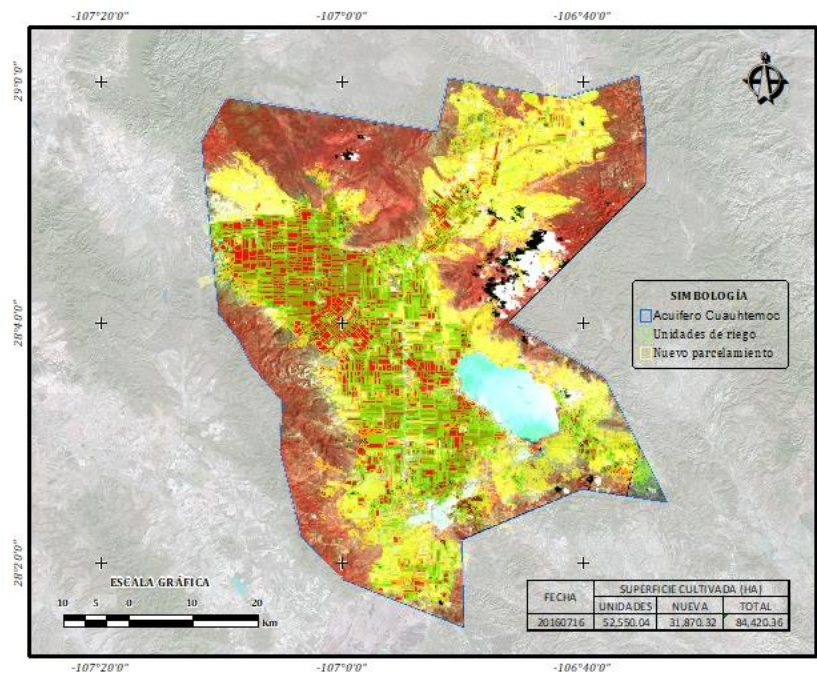
**Figura 6.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (03/11/2015):  
parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego.  
Fuente: elaboración propia.



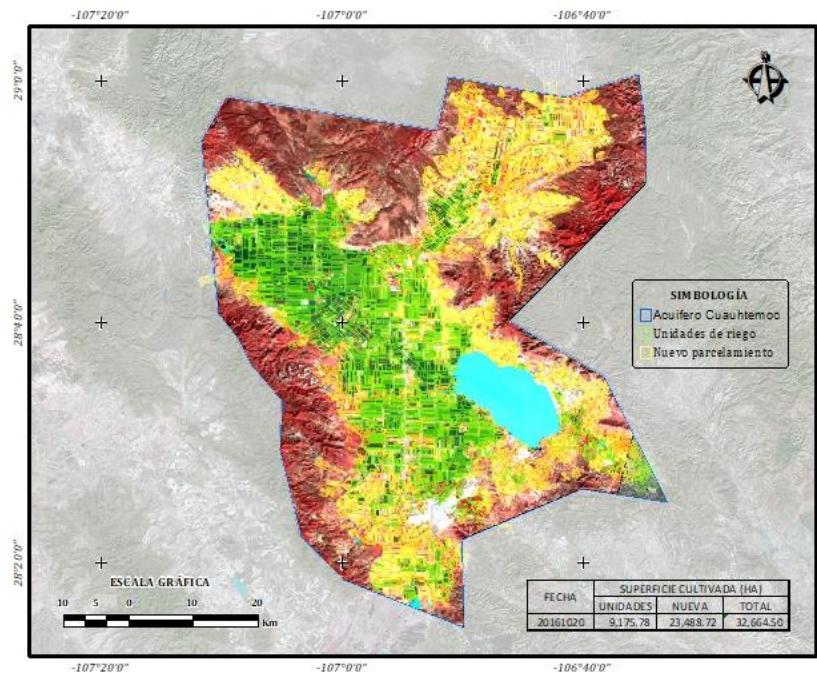
**Figura 7.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (23/02/2016):  
parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego.  
Fuente: elaboración propia.



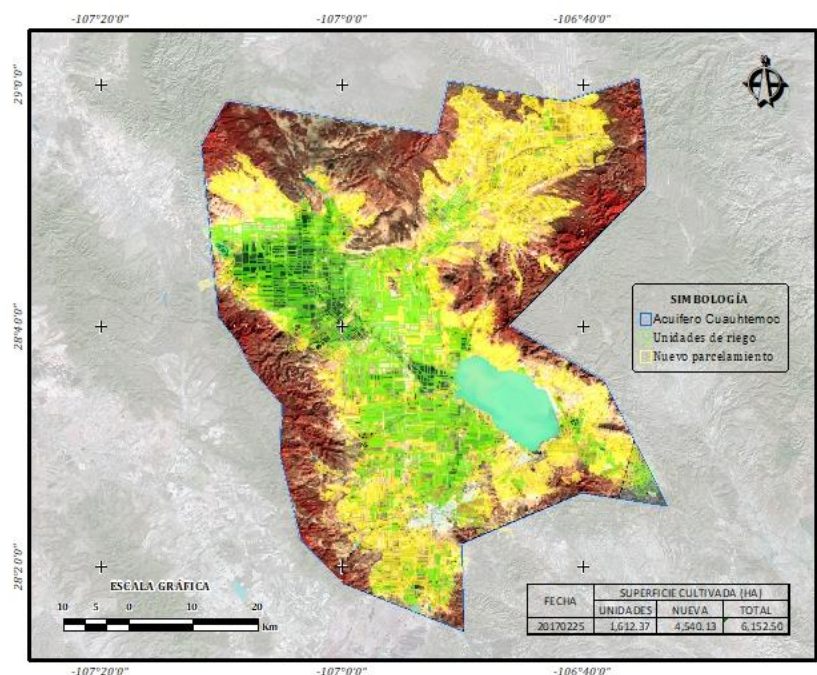
**Figura 8.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (14/06/2016): parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego. Fuente: elaboración propia.



**Figura 9.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (16/07/2016):  
 parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego.  
 Fuente: elaboración propia.



**Figura 10.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (20/10/2016):  
 parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego.  
 Fuente: elaboración propia.



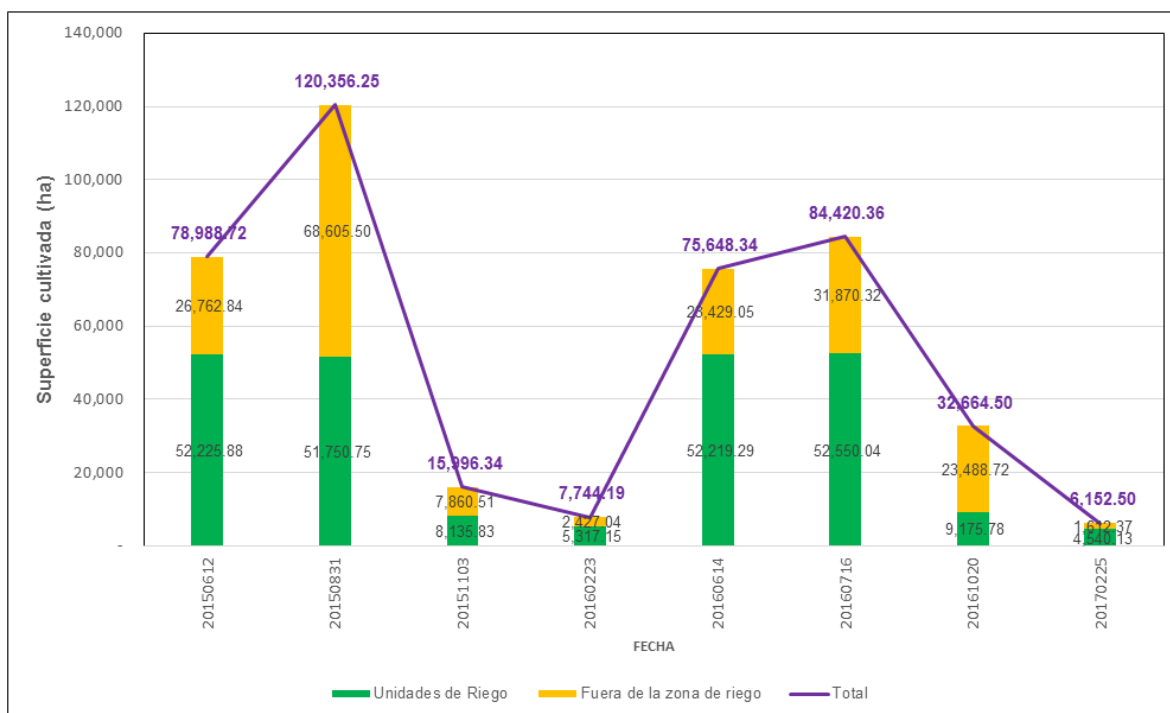
**Figura 11.** Imagen compuesta NDVI Landsat 8 (25/02/2017): parcelamiento en zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego. Fuente: elaboración propia.

A partir de los resultados generados se presentan la Tabla 10 y la Figura 12.

**Tabla 10.** Estimación de superficie con cultivo en el acuífero Cuauhtémoc, para diferentes fechas en 2015 y 2016. Fuente: elaboración propia.

| Fecha      | Superficie cultivada |       |                           |       |            |
|------------|----------------------|-------|---------------------------|-------|------------|
|            | Unidades de riego    |       | Fuera de la zona de riego |       | Total      |
|            | (ha)                 | (%)   | (ha)                      | (%)   | (ha)       |
| 2015/06/12 | 52 225.88            | 66.12 | 26 762.84                 | 33.88 | 78 988.72  |
| 2015/08/31 | 51 750.75            | 43.00 | 68 605.50                 | 57.00 | 120 356.25 |
| 2015/11/03 | 8 135.83             | 50.86 | 7 860.51                  | 49.14 | 15 996.34  |
| 2016/02/23 | 5 317.15             | 68.66 | 2 427.04                  | 31.34 | 7 744.19   |
| 2016/06/14 | 52 219.29            | 69.03 | 23 429.05                 | 30.97 | 75 648.34  |

|            |           |       |           |       |           |
|------------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|
| 2016/07/16 | 52 550.04 | 62.25 | 31 870.32 | 37.75 | 84 420.36 |
| 2016/10/20 | 9 175.78  | 28.09 | 23 488.72 | 71.91 | 32 664.50 |
| 2017/02/25 | 4 540.13  | 73.79 | 1 612.37  | 26.21 | 6 152.50  |



**Figura 12.** Superficie sembrada determinada a través del NDVI para diferentes fechas en la zona de riego (2012) y fuera de la zona de riego. Fuente: elaboración propia con resultados del estudio.

Debido a que la imagen con mayor visibilidad para la estimación de superficie se presenta para las imágenes del 31 de agosto de 2015 y del 16 de julio de 2016, los resultados correspondientes a dicha fecha se presentan en la Tabla 11.

**Tabla 11.** Superficie sembrada y patrón de cultivos en 2015 y 2016. Fuente: elaboración propia con datos estimados de imagen de satélite Landsat 8.

| Cultivo | Superficie cultivada (ha) |                     |
|---------|---------------------------|---------------------|
|         | 2015 <sup>(1)</sup>       | 2016 <sup>(2)</sup> |

|                                          |                   |                  |
|------------------------------------------|-------------------|------------------|
| Maíz                                     | 44 897.11         | 45 653.13        |
| Manzana                                  | 6 377.58          | 6 449.82         |
| Frijol                                   | 202.41            | 176.16           |
| Avena                                    | 165.75            | 157.25           |
| Asociación de cultivos*                  | 40.66             | 43.27            |
| Otros cultivos**                         | 67.24             | 70.41            |
| Total                                    | 51 750.75         | 52 550.04        |
| Superficie detectada fuera de las UR *** | 68 605.50         | 31 870.32        |
| <b>Superficie total cultivada</b>        | <b>120 356.25</b> | <b>84 420.36</b> |

(1) Superficie estimada con imagen de satélite Landsat 8 del 31 de agosto de 2015.

(2) Superficie estimada con imagen de satélite Landsat 8 del 16 de julio de 2016.

\* Dos cultivos sembrados de manera conjunta.

\*\* Otro cultivo: cerezo, durazno, hortalizas, jitomate, sorgo, tomate, uva.

\*\*\* Superficie sembrada fuera de las poligonales de parcela del modelo de SIG del acuífero.

Es posible determinar que en el acuífero se siembran más de 120 000 hectáreas para el ciclo primavera-verano. El 43% de la superficie sembrada en el acuífero se cultiva dentro de zonas de unidades de riego previamente definidas. Mientras que 57% de la superficie sembrada se cultiva en zonas donde resulta difícil cuantificar el efecto riego-temporal, ya que probablemente se parte de que esta superficie presente riego de auxilio, considerando la época en la cual es sembrada y dado que los cultivos de la región y las condiciones climáticas el riego resulta imperativo para la instalación de cultivos en mayo-junio.

Por otra parte, las estadísticas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa) para el municipio de Cuauhtémoc se presentan en la Tabla 12.

**Tabla 12.** Estadísticas agrícolas del municipio Cuauhtémoc, ciclo 2015.

Fuente: elaboración propia con datos de Sagarpa (2017),

[http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola\\_siap\\_gb/identidad/index.jsp](http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/identidad/index.jsp)

| Cultivo                  | Superficie (ha) |            | Producción (ton) | Valor de la producción (miles de pesos) |
|--------------------------|-----------------|------------|------------------|-----------------------------------------|
|                          | Sembrada        | Cosechada  |                  |                                         |
| Modalidad: riego         |                 |            |                  |                                         |
| Avena forrajera          | 332.00          | 332.00     | 11 365.00        | 4 724.06                                |
| Avena grano              | 50.00           | 50.00      | 225.00           | 787.50                                  |
| Avena grano semilla      | 45.00           | 45.00      | 171.00           | 837.90                                  |
| Cereza                   | 12.00           | 12.00      | 48.00            | 4 560.00                                |
| Durazno                  | 13.00           | 9.50       | 152.00           | 1 216.00                                |
| Elote                    | 118.21          | 118.21     | 2 646.92         | 17 352.88                               |
| Fresa                    | 1.75            | 1.75       | 52.75            | 1 751.38                                |
| Frijol                   | 100.25          | 100.25     | 150.00           | 1 252.50                                |
| Manzana                  | 8 311.71        | 7 948.71   | 190 892.00       | 1 086 689.40                            |
| Maíz grano               | 37 740.00       | 36 651.00  | 378 735.90       | 1 108 342.64                            |
| Pastos                   | 25.00           | 25.00      | 630.00           | 201.60                                  |
| Tomate rojo (jitomate)   | 9.75            | 9.75       | 3 855.00         | 64 144.44                               |
| Trigo grano              | 339.00          | 339.00     | 1 974.00         | 6 281.40                                |
| Viveros de manzana       | 4.00            | 4.00       | 180 000.00       | 6 480.00                                |
| Subtotal, riego          | 47 101.67       | 45 646.17  | 770 897.57       | 2 304 621.70                            |
|                          | 41.51%          | 41.59%     | 50.81%           | 86.54%                                  |
| Modalidad: temporal      |                 |            |                  |                                         |
| Avena forrajera en verde | 41 300.00       | 41 294.00  | 683 195.00       | 219 873.50                              |
| Frijol                   | 16 827.00       | 14 592.00  | 12 204.17        | 105 137.83                              |
| Maíz forrajero en verde  | 3 000.00        | 3 000.00   | 33 000.00        | 17 487.03                               |
| Maíz grano               | 4 200.00        | 4 180.00   | 3 822.00         | 11 092.50                               |
| Sorgo forrajero en verde | 1 051.00        | 1 051.00   | 14 240.00        | 4 969.14                                |
| Subtotal, temporal       | 66 378.00       | 64 117.00  | 746 461.17       | 358 560.00                              |
|                          | 58.49%          | 58.41%     | 49.19%           | 13.46%                                  |
| Total                    | 113 479.67      | 109 763.17 | 1 517 358.74     | 2 663 181.70                            |

El comparativo de las superficies reportadas por Sagarpa en 2015 y la estimación de superficie por medio de imágenes de satélite de ese mismo año se presentan en la Tabla 13.

**Tabla 13.** Comparativo de estadísticas agrícolas de Sagarpa y resultados de la cuantificación de superficie sembrada con imágenes de satélite, en el año 2015. Fuente: elaboración propia con datos de Sagarpa y resultados de la cuantificación de superficie utilizando imágenes de satélite Landsat 8 del 31 de agosto de 2015.

| Concepto   |      | Superficie sembrada                    |           |            |                                                                  |                           |            |
|------------|------|----------------------------------------|-----------|------------|------------------------------------------------------------------|---------------------------|------------|
|            |      | Datos reportados por Sagarpa, año 2015 |           |            | Cuantificación con imágenes de satélite del 31 de agosto de 2015 |                           |            |
|            |      | Riego                                  | Temporal  | Total      | Unidades de riego                                                | Fuera de la zona de riego | Total      |
| Superficie | (ha) | 47 101.67                              | 66 378.00 | 113 479.67 | 51 750.75                                                        | 68 605.50                 | 120 356.25 |
|            | (%)  | 41.5%                                  | 58.5%     | 100.0%     | 43.0%                                                            | 57.0%                     | 100.0%     |

De acuerdo con los resultados de la Tabla 13, hay una diferencia de 6 900 ha en la superficie sembrada en la zona del acuífero Cuauhtémoc, y la mayor parte de esta superficie corresponde a la zona de riego, ya que la diferencia entre las estadísticas de Sagarpa y la cuantificación realizada es un poco mayor a las 4 600 ha, que representa 9% de superficie de riego que falta por considerar en las estadísticas de Sagarpa. En lo global, en las estadísticas de Sagarpa falta por considerar un 5.7% adicional de superficie sembrada.

Es pertinente señalar que la superficie cuantificada como regada, a través del uso de imágenes de satélite, es de 2012, en estricta relación con la superficie considerada como riego a partir de las capas de información del modelo de sistema de información geográfica del acuífero Cuauhtémoc. Sin embargo, puede existir superficie sembrada fuera de dichos polígonos, que sería susceptible de estarse sembrando con riego.

## Conclusiones

El uso de tecnologías de la información, tanto sistemas de información geográfica como técnicas de percepción remota, actualmente son una herramienta fundamental en la integración y análisis de la información para la realización de diversos estudios. Sin embargo, es fundamental que dicha plataforma cuente con datos de campo debidamente validados.

En el acuífero Cuauhtémoc, el trabajo de campo desarrollado para identificar los aprovechamientos de agua permitió integrar información de usuarios, tipo de uso y, en el caso de usuarios de tipo agrícola, superficie, producción y valor de producción; esto permitió conocer el estado actual de la producción agrícola y el uso de agua en el acuífero.

La cuantificación de superficies cosechadas dentro de la zona del acuífero Cuauhtémoc mostró que la superficie reportada por las estadísticas de Sagarpa para el acuífero Cuauhtémoc son menores en al menos 10% en la zona de riego respecto de la superficie sembrada y cuantificada a través del uso de imágenes de satélite. En cuanto a la superficie total sembrada en el acuífero que incluye riego y temporal, se encontró que la superficie es un 6% menor que la cuantificada con percepción remota.

La superficie dominada por las unidades de riego dentro del acuífero Cuauhtémoc (del modelo de SIG de 2012) es menor a la superficie cuantificada a través de imágenes de satélite Landsat 8 para los años 2015 y 2016. Sin embargo, la superficie total no es cuantificable en su totalidad por la falta de información total de las zonas potenciales de riego.

La elaboración de la propuesta de manejo para el acuífero Cuauhtémoc debe considerar el estado actual del mismo, pues se ubica en una zona de veda para el alumbramiento de aguas subterráneas. De acuerdo con la actualización de disponibilidad de aguas subterráneas (2009) señala que no hay disponibilidad para el otorgamiento de nuevas concesiones.

La extracción de agua del subsuelo en el acuífero Cuauhtémoc ha tenido un incremento considerable para el periodo 1973-2000. Se determinó que la extracción pasa de 97.9 a 381.3 hm<sup>3</sup>/año y actualmente hasta

352.7 hm<sup>3</sup>/año; así, los niveles del agua subterránea han pasado de profundidades medias de unos 20 m en 1973 a 90 metros hoy día, y en un futuro aumentará.

## Referencias

- Aguilar, N., Galindo, G., Fortanelli, J., & Contreras, C. (2010). Índice normalizado de vegetación en caña de azúcar en la Huasteca Potosina. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 14(2), 49-65.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (1991). *Actualización del estudio geohidrológico, analizar las políticas de operación y elaborar el proyecto de manejo del acuífero del valle de Cuauhtémoc, Chih.* México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2000). *Cuantificación de la extracción de agua subterránea en el Acuífero Cuauhtémoc, Chih.* México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2002). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero de Cuauhtémoc, estado de Chihuahua.* México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Determinación de eficiencias electromecánicas para implementar medición indirecta en el acuífero de Cuauhtémoc, Chihuahua.* México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2009). *Diario Oficial de la Federación*, 28 de agosto, México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2001). *Diario Oficial de la Federación*, 5 de diciembre, México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación (2016). Ley de Aguas Nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de marzo, México.
- Hatfield, J. L., Gitelson, A. A., Schepers, J. S., & Walthall, C. L. (2008). Application of spectral remote sensing for agronomic decisions. *Agronomy Journal*, 100(3), 117-131.
- Pineda-Pastrana, O. (2011). *Análisis de cambio de uso de suelo mediante percepción remota en el municipio de Valle de Santiago* (tesis de maestría). Centro de Investigación en Geografía y Geomática Ing. Jorge L. Tamayo, A. C., México, DF, México.

- Ponvert, D., & Lau, A. (2013). Uso de las imágenes de satélites y los SIG en el campo de la Ingeniería Agrícola. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 22(octubre-diciembre). Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93231386013>
- Sagarpa, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2017). *Anuario Estadístico de Producción Agrícola, 2015*. Recuperado de [http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola\\_siap\\_gb/ientidad/index.jsp](http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/ientidad/index.jsp)
- SARH, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1982). *Estudio geohidrológico cuantitativo de la zona Laguna de Mexicanos, estado de Chihuahua*. México, DF, México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1973). *Estudio geohidrológico preliminar de la zona de Cuauhtémoc, Chih.* México, DF, México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Zhang, P., Anderson, B., Huang, D., & Myneni, R. (2005). Potential monitoring of crop production using a satellite-based Climate-Variability Impact Index. *Agricultural and Forest Meteorology* 132(4), 344-358.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-08

Articles

## **Experimental and analytical investigation of secondary current cells effects on hydraulic jump characteristics in trapezoidal channels**

## **Investigación experimental y analítica de los efectos de las células secundarias actuales en las características del salto hidráulico en canales trapezoidales**

Bahador Fatehi Nobarian<sup>1</sup>

Hooman Hajikandi<sup>2</sup>

Yousef Hassanzadeh<sup>3</sup>

Saeed Jamali<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Ph.D. Candidate, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Islamic Azad University- Tehran Central Branch, Tehran, Iran, bahadorfn@yahoo.com

<sup>2</sup>Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Islamic Azad University-Tehran Central Branch, Tehran, Iran, h\_hajikandi@iauctb.ac.ir

<sup>3</sup>Professor of Faculty of Civil Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran, yhassanzadeh@tabriz.ac.ir

<sup>4</sup>Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Islamic Azad University-Tehran Central Branch, Tehran, Iran, sae.jamali@iauctb.ac.ir

Correspondence author: Hooman Hajikandi, h\_hajikandi@iauctb.ac.ir

### **Abstract**

Fluid dynamics aims at understanding the movement of liquids and gases by functions that describe the distribution of velocities. In the present study, the characteristics of secondary currents in trapezoidal channels with side angles of 45, 60 and 75° subjected to the influence

of five different discharges with experimental tests, are investigated and the results are compared with that of Flow3D. The results obtained from experimental measurements and numerical models comparison of the rate of secondary currents in different Froude numbers demonstrated that there exists an opposite relationship between the secondary velocity in the direction of perpendicular to the axis of flows ( $V_x$ ) and velocity in a direction perpendicular to the flow level ( $V_z$ ) in trapezoidal channels. Moreover, at  $45^\circ$  angle, there has been a remarkable energy loss during hydraulic jump. The ratio of the increase in the secondary currents velocity in X direction in Froude number 10 of  $45^\circ$  angle is higher than that of two other sections, which is equal to 71%, compared to  $75^\circ$  angle in numerical models and in Froude number 9 it was 91% during experimental tests. Then, the secondary currents velocity in Z direction for Froude number 2 of  $75^\circ$  angle is higher than that of two other sections, which is 88%, compared to the  $45^\circ$  angle in numerical models and in Froude number 1.5 it was equal to 74.5% for experimental tests.

**Keywords:** Secondary currents, trapezoidal channel, hydraulic jump, boundary shear stress.

## Resumen

La dinámica de fluidos tiene como objetivo comprender el movimiento de líquidos y gases mediante funciones que describen la distribución de velocidades. En el presente estudio se investigan las características de las corrientes secundarias en canales trapezoidales con ángulos laterales de  $45^\circ$ ,  $60^\circ$  y  $75^\circ$  sometidas a la influencia de cinco descargas diferentes con pruebas experimentales; los resultados se comparan con los de Flow3D. Los resultados obtenidos de las mediciones experimentales y la comparación de modelos numéricos de la velocidad de las corrientes secundarias en diferentes números de Froude demostraron que existe una relación opuesta entre la velocidad secundaria en la dirección perpendicular al eje de flujos ( $V_x$ ) y la velocidad en una dirección perpendicular al nivel de flujo ( $V_z$ ) en canales trapezoidales. Además, a un ángulo de  $45^\circ$ , ha habido una pérdida de energía notable durante el salto hidráulico. La relación del aumento en la velocidad de las corrientes secundarias en la dirección X en Froude número 10 de ángulo de  $45^\circ$  es mayor que la de otras dos secciones, que es igual a 71%, en comparación con el ángulo de  $75^\circ$  en modelos numéricos; en Froude número 9 fue de 91% durante las pruebas experimentales. Luego, la

velocidad de las corrientes secundarias en la dirección  $Z$  para Froude número 2 de  $75^\circ$  ángulo es mayor que la de otras dos secciones, que es 88%, en comparación con el ángulo de  $45^\circ$  en modelos numéricos y en Froude número 1.5 fue igual a 74.5% para pruebas experimentales.

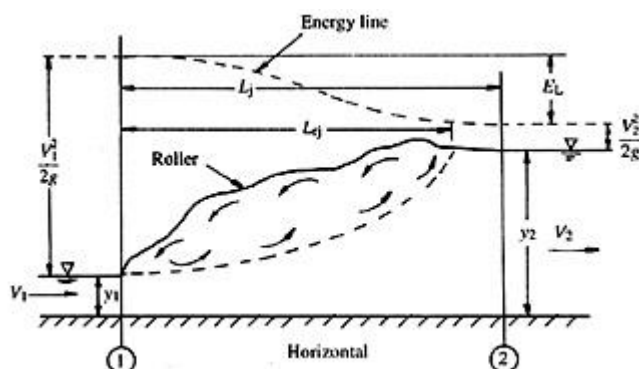
**Palabras clave:** corrientes secundarias, canal trapezoidal, salto hidráulico, tensión de cizallamiento límite.

Received: 31/07/2018

Accepted: 13/12/2018

## Introduction

One of the most frequently encountered cases of rapidly varied flow is the hydraulic jump phenomenon. The most important application of the hydraulic jump is in the dissipation of energy below spillways, weirs, gates, etc. Based on 3-D observations during experimental tests, the flow phenomena significantly differs from the classical hydraulic jump in trapezoidal and rectangular channels. The most extensively studied case of the hydraulic jump is in horizontal rectangular channels and detailed metric discussion. The schematic sketch of a typical hydraulic jump in a horizontal channel is depicted by Figure 1. The hydraulic jump and its steadiness in the trapezoidal channel are especially important. Scholars, such as Wanoschek and Hager (1989) and Muhsun (2012) analyzed the properties of trapezoidal channels through experimental tests. Hager (1992) and Chanson (2007) studied the undular hydraulic jump, and they described its characteristics where the values of the Froude number in which the jump is no longer than undular was calculated regardless of the effect of the channel width. Afzal and Bushra (2002) studied structure of turbulent hydraulic jump in trapezoidal channel.



**Figure 1.** Hydraulic jump flow structure.

The surface profile approaches as limiting universal solution provided that the variables are appropriately non-dimensionalized. Gupta, Mehta and Dwivedi (2013) investigated relative length and relative energy loss of free hydraulic jump in prismatic channels. Ohtsu (1976) classified the hydraulic jumps in trapezoidal channels into four types. The criterion involved the symmetry of the main current. Ohtsu (1976) recommended that only hydraulic jumps of types 1 and 2 ("the jump is almost symmetric") should be used as the energy dissipater. Kim, Choi, Park and Byeon (2015) has investigated hydraulic jump properties and it's energy dissipation in downstream with sluice gate. Javan and Eghbalzadeh (2013) has studied submerged hydraulic jump with  $k-\epsilon$  turbulent modeling. Nezu *et al.* (1985) after studying the effect of roughness on experimental results in rectangular canal, even when boundary roughness conditions change, showed that the main structure of secondary currents does not change dramatically. Yaaghoubi and Givechi (2007) investigated the effect of secondary currents in the average velocity of cross sections in rectangular channels. After studying the effect of roughness on experimental results in rectangular channel, even when boundary roughness conditions change, the main structure of secondary currents does not change dramatically. Nezu, Nakagawa and Tominaga (1985), and Qin, Shao and Zhou (2016) made a comparison between two different secondary current correction moles for depth-averaged flow of meandering channels. Investigation of the distribution of boundary shear stresses in prismatic trapezoidal channels has also been studied by other researchers, including Dasgupta and Tomar (2015). Shokrian-Hajibehzad and Shafai-Bejestan (2017) predicted sequent depth ratio in hydraulic jump on river and the sequent depth ratio on rough rocky beds was found to be considerably smaller

than those on a smooth concrete bed. Two new prediction equations, for smooth and rough bed slopes, are presented and the results showed that the predictions agree reasonably well with the experimental data.

Jalili-Ghazizadeh, Attari and Farhadi-Rad (2017) studied the hydraulic jump alongside weirs. In the model, the lateral outflow momentum is considered in which the model predicts the location of the hydraulic jump. Present study seeks to fill the research gap related to the investigation of secondary current cells in trapezoidal channels and their effect on hydraulic jump phenomenon which should be considered as the novelty of the research.

The present paper pursues two main objectives, including 1) the characteristics and properties of secondary currents in hydraulic jump for trapezoidal channels incorporating three various side slope angles (lateral angles) using both experimental and numerical approaches and 2) variation in energy loss in hydraulic jump relative to changes in Froude numbers for both experimental and numerical analyses, as well as comparison with findings obtained by Hager (1992). The main focus of the study is concentrated on different trapezoidal sections subjected to various flows discharge.

## Secondary current cells

Generally, secondary currents are a subset of flows in the cross sections or around the axis perpendicular to the cross section of the flow. The currents in curves are called strong secondary currents, but those in prismatic channels of the plan are called weakly secondary currents. Secondary currents and open channels are significantly important in hydraulic engineering, due to the immense effect of these currents on the flow field, the impact of the friction rule and the formation of three-dimensional shapes on the beds of the channels.

## Secondary currents equations

The main purpose for making secondary currents in a uniform longitudinal flow is the uniformity of the Reynolds stress disparity and, essentially, its vertical components. Prandtl (1904) dictated the two main mechanisms leads to rotational flows in the flow direction, namely, 1-deviation of the main shear stresses by a lateral pressure gradient or physical force, and 2-inconsistency and fluctuating turbulence in a plate perpendicular to the rotation axis. The longitudinal rotational equation in the fully developed turbulent flow is subrogated (Azhdari-Moghaddam, Tajnasaj, & Givech, 2013):

$$V \frac{\partial \xi}{\partial y} + W \frac{\partial \xi}{\partial z} = \frac{\partial^2}{\partial y \partial z} (\bar{v}^2 - \bar{w}^2) + \left( \frac{\partial^2}{\partial z^2} - \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right) \bar{v} w + \mathcal{G} \left( \frac{\partial^2}{\partial y^2} - \frac{\partial^2}{\partial z^2} \right) \quad (1)$$

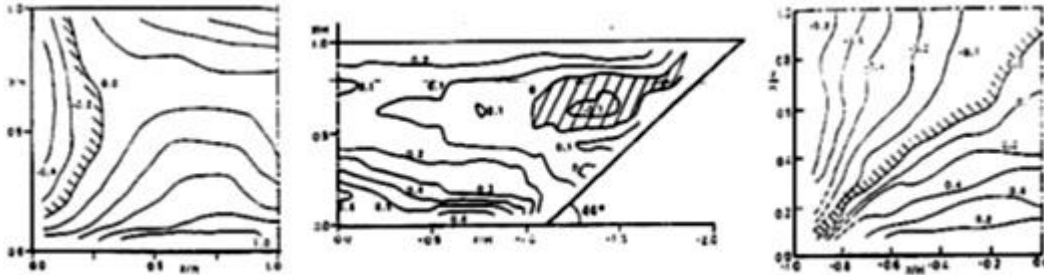
$$\xi = \frac{\partial v}{\partial z} - \frac{\partial w}{\partial y} \quad (2)$$

Where W and V refers to velocity components in horizontal direction (Z), and velocity components in vertical direction (Y), respectively.

In fact, these are the same secondary current components; where  $\vartheta$  is kinematic viscosity of fluid,  $-\bar{v}w$  denotes Reynolds shear stress.  $\bar{v}^2$  and  $\bar{w}^2$  refer to Reynolds normal stress. That is indicated by the flow function:

$$v = \frac{\partial \psi}{\partial y}, \quad w = \frac{\partial \psi}{\partial z} \quad (3)$$

Figure 2 illustrates the difference of vertical stresses in the main structure of the secondary flows.



**Figure 2.** Non-dimensional lines  $(\bar{W}^2 - \bar{V}^2)/U_{\max}^2$  from right in the order of closed channel, trapezoidal channel, and rectangular channel.

In the present work, variables Z and Y are in the order of X for velocity perpendicular to the flow axis and Z for velocity perpendicular to the channel bed. The following equation shows the hydraulic jump phenomenon in the current study as investigated based on the definition of rotational flows, so that curl is function in flow opposite to zero:

$$\vec{\nabla} \times \vec{U} = \begin{vmatrix} \mathbf{i} & \mathbf{j} & \mathbf{k} \\ \frac{\partial}{\partial x} & \frac{\partial}{\partial y} & \frac{\partial}{\partial z} \\ U_x & U_y & U_z \end{vmatrix} = \varepsilon_{ijk} \partial_j v_k \neq 0 \quad (4)$$

Where  $\vec{\nabla}$  represents Nebula operator calculated as follows in the Cartesian system.

$\vec{U}$  is velocity component:

$$\vec{\nabla} = \mathbf{i} \frac{\partial}{\partial x} + \mathbf{j} \frac{\partial}{\partial y} + \mathbf{k} \frac{\partial}{\partial z} \quad (5)$$

## Flow-3D modeling

Solving the CFD (Computational Fluid Dynamic ) problem usually consists of four main components: geometry and grid generation, physical model set up, solution and the post-process of the computed data. The set problem is computed to generate the geometry and grid, and the data are acquired in a well-known manner. The modeling of a phenomenon involves complex problems which can be resolved by developing a simple model. Therefore, while an ideal model should introduce the minimum amount of complexity into the modeling equations, it is important to be as accurate as possible. To conduct a numerical model of the secondary currents, initially, it is necessary to develop a numerical model of the mean velocity indifferent sections for obtaining the limits of a velocity change in a proper manners.

According to Bayon, Valero, García-Bartual and López-Jiménez (2016) the boundary value for the quantities  $K_T$  and  $\varepsilon_T$  are usually assumed to determine the local equilibrium between the processes of production and decay of turbulent shear stress and a rule of wall velocity profile. In this research, the RNG (Renormalization Group) model was used due to its statistical methods for deriving average equations for disturbance quantities such as kinetic energy and its loss rate making it the best turbulence model for simulating a hydraulic jump. The flow-3D software is employed to obtain an accurate correlation between the solution and the convergence of responses, which are based on the geometric spectral flow and flow characteristics (Microsoft Corporation, 2015).

## ADV signal correlation

Extensive explanations on ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) principles of operation can be found in Nortek Operational Manual (Nortek-AS, 2013). The velocities are estimated by using a technique called a pulse coherent Doppler processing, where the ADV measures the change in phase of the return signal from two successive acoustic pulses. The acoustic return is not a reflection from a single target, but a superposition of the reflections from many individual particles contained in the sampling volume. A phase coherency is achieved if all particles in

the sampling volume maintain their relative positions concerning each other, in which case the strength and relative phases of individual reflections would not change from one pulse to the next. However, Doppler noise is an inherent part of Doppler-based volume backscatter systems, and there are other sources of noise as well. Thus, the return signal from the second pulse is not a phase-shifted reproduction of the first pulse, but it contains a certain amount of noise, which can be added to the coherent part of the return signal (Nortek-AS, 2013):

$$S_1' = S_1 + N_1 \quad (6)$$

$$S_2' = S_2 + N_2 \quad (7)$$

Where  $S_1'$  and  $S_2'$  are the return signals from two adjacent pulses,  $S_1$  and  $S_2$  are the coherent parts of the signal, and  $N_1$  and  $N_2$  represent the random noise. In practice, the ADV estimates the phase shift between return signals from two successive pulses using a complex auto-correlation function, which has a phase and a magnitude. The phase is proportional to the distance which is traveled in the time between pulses by scatters, and thus to the velocity. The magnitude is a measure of how similar the echoes from two return signals are, and the normalized magnitude yields the correlation coefficient. If the echoes from two neighboring pulses were identical and only with a phase change, the correlation would be perfect and equal to 100%. As the echoes become more dissimilar, the correlation decreases. Low correlations are associated with highly turbulent flows, air bubbles in the flow, low SNR (Signal to Noise Ratio) values, large velocity gradients within the sampling volume, the presence of large individual particles, or interference from the boundary.

In turbulent flows such as hydraulic jump, it is reasonable to assume that the particles in the sample volume will not maintain their relative positions concerning each other, thus the Doppler noise of the return signal will be added. This will decorrelate the signal, and in this case low signal correlations will not necessarily mean that the data is undesirable. Also, if the turbulence eddies are of the same order as the sample volume or smaller, the correlation will change even more, which will lead to increase of the noise in velocity measurements. The correlation

coefficient for turbulent flows will be discussed in more detail in the next section.

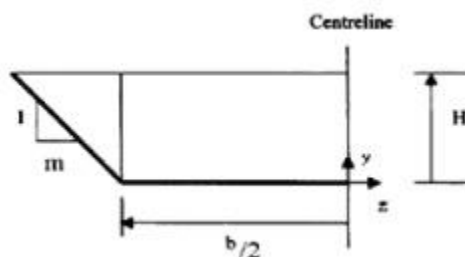
## Experimental study

To create a hydraulic jump along the channel, several hydraulic modes have been tested in the laboratory model. Previous studies examined the classical jumps made for rectangular cross-sections. The experimental set-up and properties of channel are presented in Table 1.

**Table 1.** Geometric characteristics of channel.

| Type of channel | Length (m) | Width (m) | High of side wall (m) | Valve Opening (m) | Location of Valve (m) |
|-----------------|------------|-----------|-----------------------|-------------------|-----------------------|
| $m = 1.0$       | 5          | 0.2       | 1                     | 0.035             | 0.2                   |
| $m = 0.58$      |            |           |                       |                   |                       |
| $m = 0.26$      |            |           |                       |                   |                       |

Where  $m$  is the side slope of the channel and it is schematically represented in Figure 3. The numerical value of the side slope for angles  $45^\circ$ ,  $60^\circ$  and  $75^\circ$  in this investigation was equal to 1.0, 0.58 and 0.26, respectively.

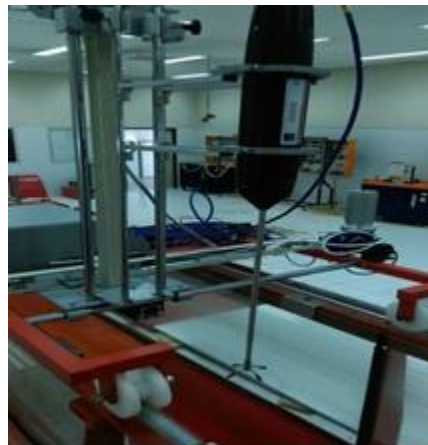


**Figure 3.** Side slope in half cross-sectional.

The volume of reservoir tank of beginning of the channel is 3.2 m<sup>3</sup>. Figure 4 and Figure 5 show Geometry characteristics of the channel and position of the ADV on the channel.



**Figure 4.** Geometry of trapezoidal channel at three angles.



**Figure 5.** Device ADV specifications on the channel.

As shown in Figure 5, the ADV machine is mounted on a carriage, it moves on the channel using (Jog) software and sends the device to the designated depth at the desired location. In this paper, the

measurements were carried out at 25 Hz for 2 minutes, with a total of 3000 impressions for the average point velocity ( $u$ ,  $v$ ,  $w$ ).

Based on previous experience, the device is initially completely resting in laminar flow, so that the device can send the frequency inside the flow, then, lower discharge was used to harvest secondary velocities at the beginning of a hydraulic jump. The discharges used in this study were equal to 10, 30, 50, 70 and 90 lit/s, for three sectional geometry angles, including 45, 60 and 75° angles in trapezoidal channel.

The point that matters in Victorina<sup>+</sup> software settings is that all values in the configuration of the trial and error must match in a coordinated manner obtained for all four recipients that the correlation coefficient must be greater than 70% and the SNR must be greater than 15dB (Martin, Fisher, Millar, & Quick, 2002). In the present study, the numerical value of SNR 23 dB to 24 dB is obtained.

It should be noted that the correlation coefficient is a parameter for determining the quality of the measurement of velocity in percent. In each measurement, the device calculates the correlation parameter for each audio receiver. The 100% correlation value at best indicates a low noise measurement and a zero correlation indicates the effect of noise reduction due to noise. Ideally, measurements should correlate 70% and 100%. Also, SNR is signal to noise ratio and the amount of this parameter in the measurements is indicative of the presence of sufficient particles in the water to disperse the sound. If the water is very clear and smooth, the return signal to the device receptors is weak, compared to the existing noise and the device will not be able to measure the velocity. During the measurement of turbulent flows such as hydraulic jumps, this ratio should not be lower than 15. In the present research, the pumps were used to determine the desired discharge in the channel. About Table 2, the state of pumps rpm is ready for realization of different discharges. It is worth noting that during the test, three pumps were utilized, in such a way that all other discharges were formed by combining two or three pumps, except for the values of first two discharges.

**Table 2.** The status of the ultrasonic pumps

| Row | Type of pump       | Round per minute (RPM) | Q (l/s) |
|-----|--------------------|------------------------|---------|
| 1   | Constant discharge | 1 754                  | 33      |

|   |                    |       |    |
|---|--------------------|-------|----|
| 2 | Variable discharge | 4 783 | 90 |
| 3 |                    | 3 507 | 70 |
| 4 |                    | 2 659 | 50 |
| 5 |                    | 1 576 | 30 |
| 6 |                    | 896   | 10 |

The Vectrino device measures water velocity based on the Doppler phenomenon. Based on this phenomenon, if the audio source moves at  $v$  velocity to a sensitive receiver, the received audio frequency is calculated by the receiver according to the transmitter's audio velocity using the following equation:

$$F_{\text{Doppler}} = -F_{\text{Source}}\left(\frac{v}{c}\right) \quad (8)$$

Where  $F_{\text{Doppler}}$  is changing frequency of the received sound and  $F_{\text{Source}}$  is transmitter sound frequency;  $v$  is velocity of the transmitter to the receiver;  $c$  is sound velocity in fluid, which is assumed to be 1 484 m/s in the present study.

Figure 6 shows that how the device is placed inside the stream, which begins to flow at a discharge of 10 l/s to 90 l/s, and each discharge was taken for 2 minutes, and this discharge has been performed at all three angles of the channel.



**Figure 6.** How to put the device inside the stream.

In Figure 7, Figure 8 and Figure 9, the beginning of the hydraulic jump formed by the discharge of 90, 70 and 50 lit/s at 75° is shown.



**Figure 7.** Beginning of hydraulic jump in 90lit/s.



**Figure 8.** Beginning of hydraulic jump in 70 l/s.



**Figure 9.** Beginning of hydraulic jump in 50 l/s.

Table 3 and Table 4 present experimental and numerical results, respectively, and they illustrate five different discharges of 90, 70, 50, 30 and 10 l/s. These tables also present the Froude numbers before and after the jump, the initial depth, and ratio of the jump length to the secondary depth for all three geometric sections, which is done to show non-dimensional of the jump length.

**Table 3.** Experimental results in three Trapezoidal sections.

|                 |             | m= 1.0 |           |                       | m= 0.58 |           |                       | m= 0.26 |           |                       |
|-----------------|-------------|--------|-----------|-----------------------|---------|-----------|-----------------------|---------|-----------|-----------------------|
|                 |             | (Fr)   | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) | (Fr)    | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) | (Fr)    | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) |
| Q = 90<br>(l/s) | Before jump | 8.67   | 6.18      | 0.06                  | 12.2    | 6         | 0.073                 | 12      | 5.11      | 0.08                  |
|                 | After jump  | 0.52   |           |                       | 0.64    |           |                       | 0.77    |           |                       |
| Q = 70<br>(l/s) | Before jump | 7.79   | 6.13      | 0.05                  | 7       | 5.9       | 0.057                 | 4       | 6         | 0.062                 |
|                 | After jump  | 0.73   |           |                       | 0.76    |           |                       | 0.84    |           |                       |
| Q = 50          | Before      | 3.3    | 5.5       | 0.027                 | 2.1     | 5.41      | 0.037                 | 2.1     | 5.21      | 0.042                 |

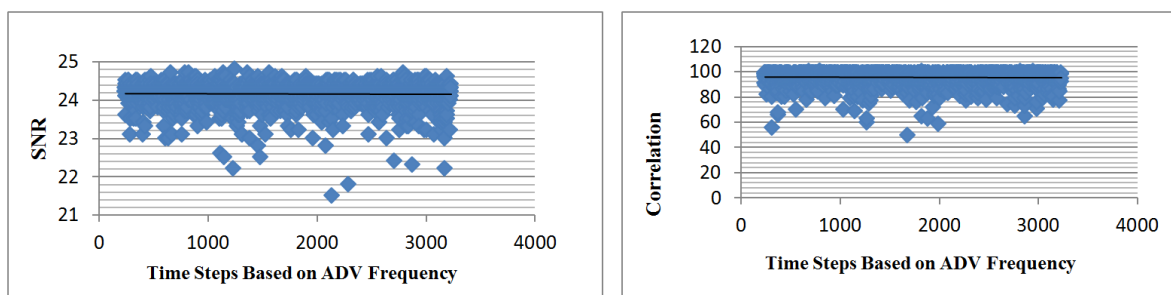
|                 |             |      |     |       |      |      |       |      |      |       |
|-----------------|-------------|------|-----|-------|------|------|-------|------|------|-------|
| (l/s)           | jump        |      |     |       |      |      |       |      |      |       |
|                 | After jump  | 0.36 |     |       | 0.63 |      |       | 0.81 |      |       |
| Q = 30<br>(/s)  | Before jump | 2    | 4   | 0.024 | 1.86 | 4.9  | 0.03  | 1.1  | 4.7  | 0.038 |
|                 | After jump  | 0.28 |     |       | 0.31 |      |       | 0.38 |      |       |
| Q = 10<br>(l/s) | Before jump | 1.2  | 3.1 | 0.025 | 1.1  | 3.72 | 0.031 | 1.2  | 3.81 | 0.033 |
|                 | After jump  | 0.13 |     |       | 0.17 |      |       | 0.16 |      |       |

**Table 4.** Numerical results in three Trapezoidal sections.

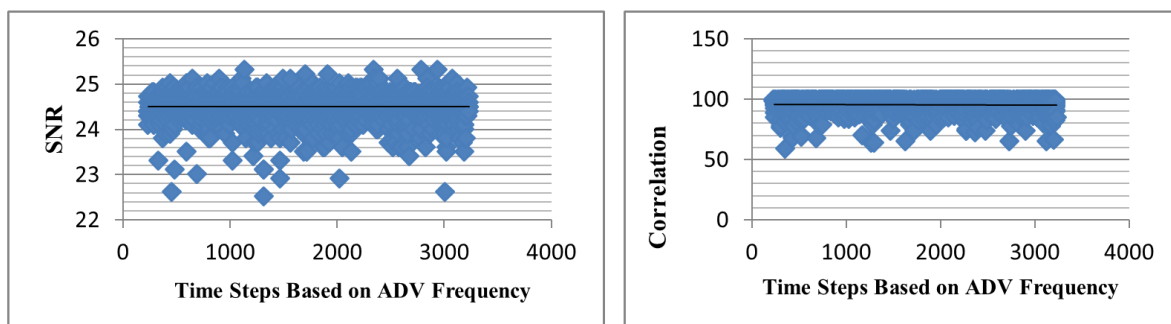
|                 |             | m= 1.0 |           |                       | m= 0.58 |           |                       | m= 0.26 |           |                       |
|-----------------|-------------|--------|-----------|-----------------------|---------|-----------|-----------------------|---------|-----------|-----------------------|
|                 |             | (Fr)   | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) | (Fr)    | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) | (Fr)    | $L_j/Y_2$ | Initial depth<br>( m) |
| Q = 90<br>(l/s) | Before jump | 9.72   | 6.92      | 0.05                  | 10      | 6.83      | 0.055                 | 9.2     | 6.18      | 0.071                 |
|                 | After jump  | 0.73   |           |                       | 0.87    |           |                       | 0.87    |           |                       |
| Q = 70<br>(l/s) | Before jump | 8.12   | 6.92      | 0.041                 | 7.6     | 6.78      | 0.049                 | 8.13    | 6.13      | 0.052                 |
|                 | After jump  | 0.93   |           |                       | 0.98    |           |                       | 0.99    |           |                       |
| Q = 50<br>(l/s) | Before jump | 5.39   | 6.74      | 0.031                 | 7.31    | 5.35      | 0.036                 | 7       | 5.5       | 0.043                 |
|                 | After jump  | 0.97   |           |                       | 0.59    |           |                       | 0.33    |           |                       |
| Q = 30<br>(l/s) | Before jump | 2.97   | 5.76      | 0.02                  | 4       | 5.25      | 0.026                 | 4.7     | 4         | 0.032                 |
|                 | After jump  | 0.34   |           |                       | 0.75    |           |                       | 0.94    |           |                       |
| Q = 10<br>(l/s) | Before jump | 2.48   | 4.9       | 0.021                 | 2.62    | 4.4       | 0.033                 | 3.76    | 3.1       | 0.039                 |
|                 | After jump  | 0.2    |           |                       | 0.93    |           |                       | 0.5     |           |                       |

Figure 10a and Figure 10b depicts the dispersion of SNR and correlation, respectively, in secondary currents in the direction of perpendicular to the flow axis ( $V_x$ ) relative to the number of device impressions in the hydraulic jump. Figure 11a and Figure 11b, show the dispersion of SNR

and Correlation in secondary currents in the direction of perpendicular to the flow axis ( $V_z$ ) relative to the number of device impressions in the hydraulic jump. Concerning the Figure 10 and Figure 11, the correlation distribution at secondary currents velocities in the direction perpendicular to the axis ( $V_x$ ) of flow was greater than the secondary velocities in the direction of the perpendicular to the channel bed ( $V_z$ ). In high discharges, due to the higher flow velocity, the correlation mitigates in the direction perpendicular to the axis of flow ( $V_x$ ).



**Figure 10.** (a) The process of data acquisition changes based on the time steps of the ADV frequency relative to the SNR in secondary currents in the direction  $V_x$ ; (b) The process of data acquisition changes based on the time steps of the ADV frequency relative to the Signal Correlation in secondary currents in the direction  $V_x$ .



**Figure 11.** (a) The process of data acquisition changes based on the time steps of the ADV frequency relative to the SNR in secondary currents in the direction  $V_z$ ; (b) The process of data acquisition changes based on the time steps of the ADV frequency relative to the Signal Correlation in secondary currents in the direction  $V_z$ .

The velocity distribution trend in the horizontal direction ( $x$ ) was higher in channels with less sidewall slopes, such as those with the  $45^\circ$  angle. The flow velocity is also higher in the horizontal direction ( $x$ ) and therefore it leads to development of shear stress in the channels and

eventually it reduces the hydraulic jump energy in the channel geometry, which in effect has a greater effect on higher discharges. In line with the objectives of this research and to investigate the secondary current cells in the horizontal direction ( $x$ ), two high discharges, namely, 90 l/s and 70 lit/s were scrutinized. Discharges below these values do not dramatically affect the jump energy loss in secondary current cells within the horizontal direction ( $x$ ). With increases in the flow velocity along channel ( $y$ ), the velocity of secondary currents in  $x$ -direction increases more at  $45^\circ$  angle, compared to  $60^\circ$  and  $75^\circ$  angles.

In contrast, velocity vector distribution of secondary currents perpendicular to the flow surface ( $z$ ) in the weaker discharge is greater than that of the side walls, due to the low flow velocity and the dominance of the gravity distribution velocity to the channel floor. This is the case in the velocity values of secondary flows in each of the three sections shown in Table 5 associated with experimental tests and Table 6 related to numerical modeling. As shown in Table 5 and Table 6, the velocity values are in the horizontal direction ( $x$ ) for high discharges, and the values for the  $45$  and  $60^\circ$  angles section are in the vertical direction. Furthermore, velocity of the secondary currents in the vertical direction ( $z$ ) for low discharges at  $60$  and  $75^\circ$  angles were greater than that of secondary currents in the horizontal direction ( $x$ ).

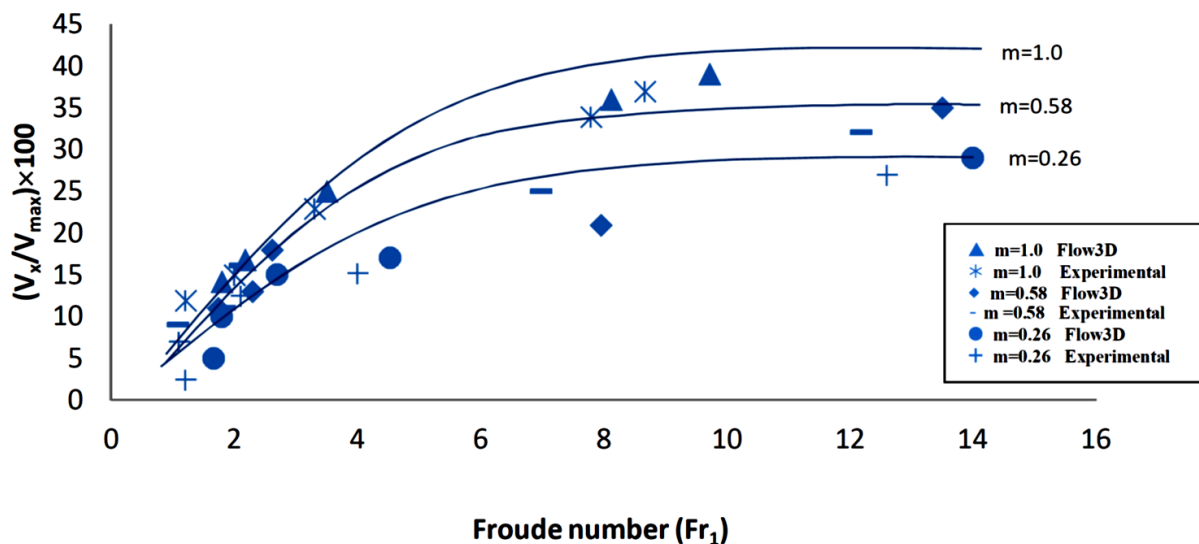
**Table 5.** Experimental Secondary currents flow velocities in  $x$  and  $z$  direct.

| Row | $Q$ (l/s) | $m = 1.0$        | $m = 0.58$       | $m = 0.26$       |
|-----|-----------|------------------|------------------|------------------|
| 1   | 90        | $V_x = 0.36$ m/s | $V_x = 0.31$ m/s | $V_x = 0.26$ m/s |
|     |           | $V_z = 0.22$ m/s | $V_z = 0.25$ m/s | $V_z = 0.27$ m/s |
| 2   | 70        | $V_x = 0.33$ m/s | $V_x = 0.18$ m/s | $V_x = 0.15$ m/s |
|     |           | $V_z = 0.26$ m/s | $V_z = 0.29$ m/s | $V_z = 0.49$ m/s |
| 3   | 50        | $V_x = 0.21$ m/s | $V_x = 0.16$ m/s | $V_x = 0.11$ m/s |
|     |           | $V_z = 0.39$ m/s | $V_z = 0.5$ m/s  | $V_z = 0.6$ m/s  |
| 4   | 30        | $V_x = 0.14$ m/s | $V_x = 0.1$ m/s  | $V_x = 0.07$ m/s |
|     |           | $V_z = 0.41$ m/s | $V_z = 0.52$ m/s | $V_z = 0.81$ m/s |
| 5   | 10        | $V_x = 0.11$ m/s | $V_x = 0.05$ m/s | $V_x = 0.01$ m/s |
|     |           | $V_z = 0.49$ m/s | $V_z = 0.61$ m/s | $V_z = 0.92$ m/s |

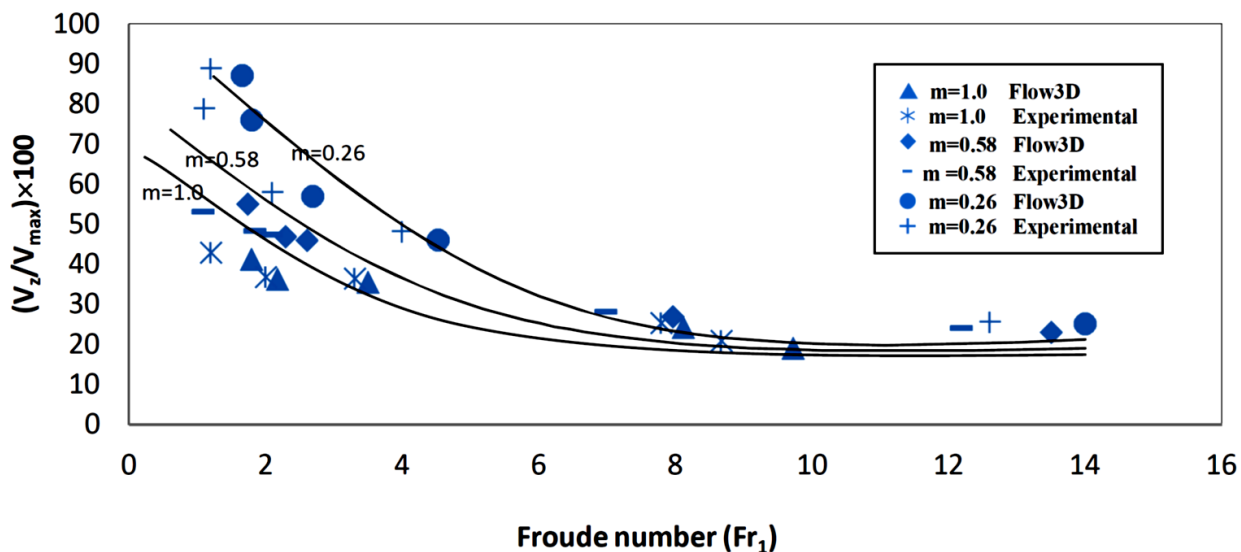
**Table 6.** Numerical Secondary currents flow velocities in x and z direct.

| Row | Q (l/s) | $m = 1.0$        | $m = 0.58$       | $m = 0.26$       |
|-----|---------|------------------|------------------|------------------|
| 1   | 90      | $V_x = 0.39$ m/s | $V_x = 0.35$ m/s | $V_x = 0.29$ m/s |
|     |         | $V_z = 0.19$ m/s | $V_z = 0.23$ m/s | $V_z = 0.25$ m/s |
| 2   | 70      | $V_x = 0.36$ m/s | $V_x = 0.21$ m/s | $V_x = 0.17$ m/s |
|     |         | $V_z = 0.24$ m/s | $V_z = 0.27$ m/s | $V_z = 0.46$ m/s |
| 3   | 50      | $V_x = 0.25$ m/s | $V_x = 0.18$ m/s | $V_x = 0.15$ m/s |
|     |         | $V_z = 0.35$ m/s | $V_z = 0.46$ m/s | $V_z = 0.57$ m/s |
| 4   | 30      | $V_x = 0.16$ m/s | $V_x = 0.13$ m/s | $V_x = 0.1$ m/s  |
|     |         | $V_z = 0.36$ m/s | $V_z = 0.47$ m/s | $V_z = 0.76$ m/s |
| 5   | 10      | $V_x = 0.14$ m/s | $V_x = 0.11$ m/s | $V_x = 0.05$ m/s |
|     |         | $V_z = 0.41$ m/s | $V_z = 0.55$ m/s | $V_z = 0.87$ m/s |

Figure 12 illustrates variation in velocity of the secondary current in the direction of the vertical flow axis ( $V_x$ ), which is plotted with changes in Froude numbers. Velocity of the secondary current cells for the cross-sectional of  $45^\circ$  angle in x-direction at different Froude number rates (Figure 12), was greater than the velocity of other sections in both experimental tests and numerical modeling. It can be concluded that the shear stress created in the side walls of this section is greater than the shear stress created in the other sections, which leads the flow towards the side walls. Figure 12 illustrates variation in the velocity of the secondary currents as shown in vertical direction ( $V_z$ ) relative to the Froude number. The results show the trend to be opposite the horizontal ( $V_x$ ) direction. Figure 13 illustrates changes in the velocity of the secondary currents, as shown in vertical direction ( $V_z$ ) relative to the Froude number. The results show the trend to be opposite the horizontal ( $V_x$ ) direction.



**Figure 12.** Comparison of secondary currents velocity in horizontal direct ( $V_x$ ) with function of  $F_1$  for various  $m$  in Flow3-D and experimental tests.



**Figure 13.** Comparison of secondary current velocity in vertical direction ( $V_z$ ) with function of  $F_1$  for various  $m$  in Flow3-D and experimental tests.

According to the results of Figure 12, the equations governing the process of variation of the secondary currents velocity in the horizontal

direction ( $V_x$ ) versus the Froude number for each of the three sections follow the following relationships:

$$\text{For } m=1.0 \quad (V_x/V_{\max}) \times 100 = 13.6 \ln(\text{Fr}1) + 7.1 \quad (9)$$

$$m = 0.58 \quad (V_x/V_{\max}) \times 100 = 9.6 \ln(\text{Fr}1) + 6.6 \quad (10)$$

$$m = 0.26 \quad (V_x/V_{\max}) \times 100 = 9.4 \ln(\text{Fr}1) + 3.4 \quad (11)$$

Moreover according to the results of Figure 13, the equations governing the process of variation of the secondary currents velocity in the vertical direction ( $V_z$ ) versus the Froude number for each of the three sections follow the following relationships:

$$\text{For } m=1.0 \quad (V_z/V_{\max}) \times 100 = -11 \ln(\text{Fr}1) + 46.4 \quad (12)$$

$$m=0.58 \quad (V_z/V_{\max}) \times 100 = -14 \ln(\text{Fr}1) + 57.7 \quad (13)$$

$$m=0.26 \quad (V_z/V_{\max}) \times 100 = -24.8 \ln(\text{Fr}1) + 86.8 \quad (14)$$

Velocity increases in horizontal directions when the cross-sectional changes from 75 to 45° angles in high Froude numbers. It is also possible to increase the vertical velocity ( $V_z$ ) by changing the cross-sectional from 45 to 75° angles, in low Froude numbers. According to the data presented by Figure 12 and Figure 13, and Table 5 and Table 6, rough 33% and 28.9% growth rates can be obtained in a horizontal direction ( $V_x$ ) of 75 ° to 60° angles in experimental tests, and in the same situation in numerical modeling, respectively, while about 44% at 60 to 45° angles in experimental tests and 32.6% in the same situation in numerical modeling can be obtained. Secondary velocity currents in vertical directions ( $V_z$ ) were increased by 22.5% from 45 to 60° angles during experimental tests, while the currents were increased by 28% during numerical modeling, and they were increased by 42% from 60 to 75° angles during experimental tests. Moreover, the currents were increased by 47% during numerical modeling. The results of the data of Table 5 and Table 6 were compared using the root mean square error (RMSE) and determination coefficient (DC), which is calculated using

following two relationships. The results are given in Table 7, and it can be deduced that, the maximum effect of secondary current velocity emerged in the horizontal direction ( $V_x$ ) at 45° degree, and the maximum effect of secondary current velocity were in vertical direction ( $V_z$ ) at 75° angle:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} (\sum S_n - \hat{S}_n)^2} \quad (15)$$

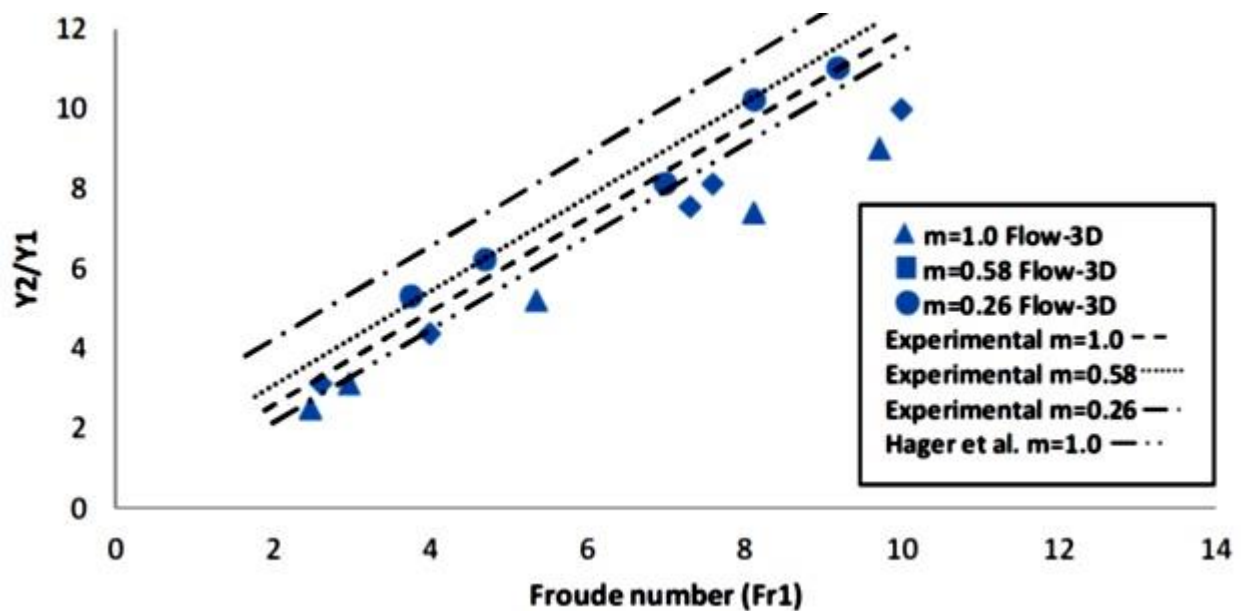
$$DC = 1 - \frac{\sum (S_n - \hat{S}_n)^2}{\sum (S_n - \bar{S}_n)^2} \quad (16)$$

**Table 7.** Results of RMSE and DC for three geometry sections.

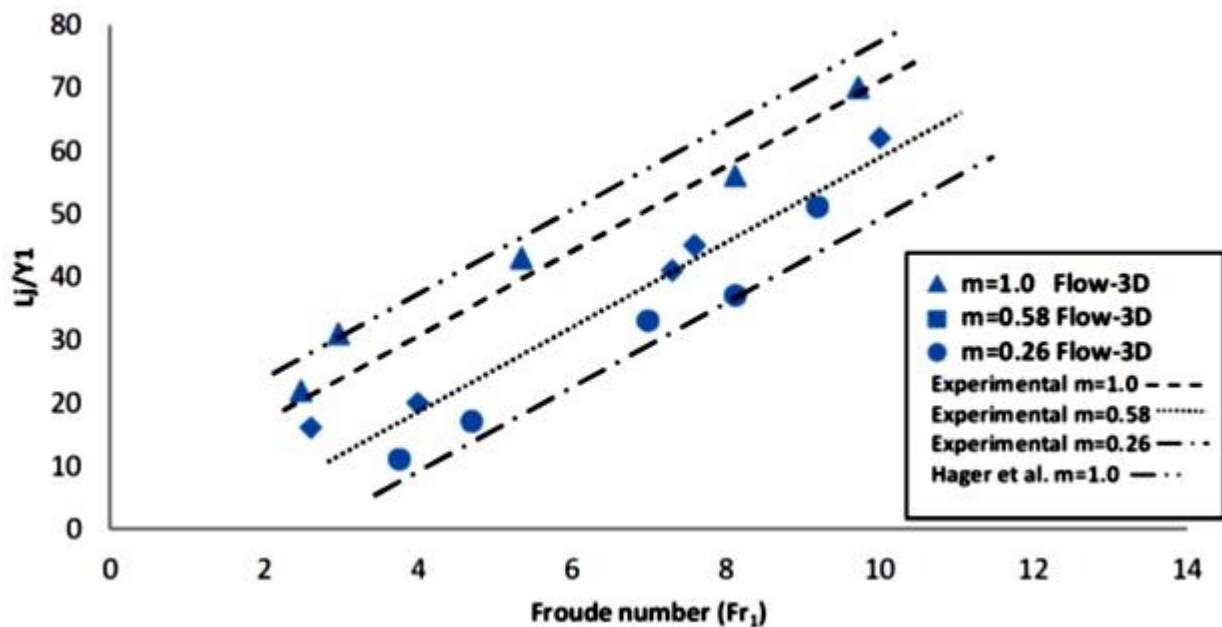
| Type of trapezoidal channel | $V_z$       |             | $V_x$       |              |
|-----------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
|                             | DC          | RMSE        | DC          | RMSE         |
| $m = 1.0$                   | 0.77        | 0.098       | <b>0.91</b> | <b>0.067</b> |
| $m = 0.58$                  | 0.89        | 0.084       | 0.82        | 0.08         |
| $m = 0.26$                  | <b>0.95</b> | <b>0.08</b> | 0.85        | 0.07         |

The range of the DC is between 0 and 1 and as its value approaches toward 1, the situation gets the desirable. The value of the R.M.S.E is closer to the number 0 as it is. Therefore, the numbers 0.91 and 0.067 for the secondary currents velocity in the horizontal direction ( $V_x$ ) and 0.95 and 0.08 for the secondary currents velocity in the vertical direction ( $V_z$ ) are the best possible values for reaching to the desirable results. Figure 14 shows the sequent depths ratio  $Y_2/Y_1$  as a functions of  $F_1$  for various ( $m$ ) in both numerical modeling and experimental tests which was compared with the experimental results obtained by Hager (1992). Figure 15 illustrates comparison of hydraulic jump length  $L_j/Y_1$  as a function of  $F_1$  for various ( $m$ ) in present work and it was compared with the experimental results of Hager (1992). Figure 16 shows the variations of relative energy loss in a hydraulic jump. In Figure 16, the energy loss in the models performed is shown below the Froude number changes. It is evident that, in both numerical modeling and experimental tests the energy loss in trapezoidal sections with a lateral angle 45° angle was significant, compared to the other two sections with

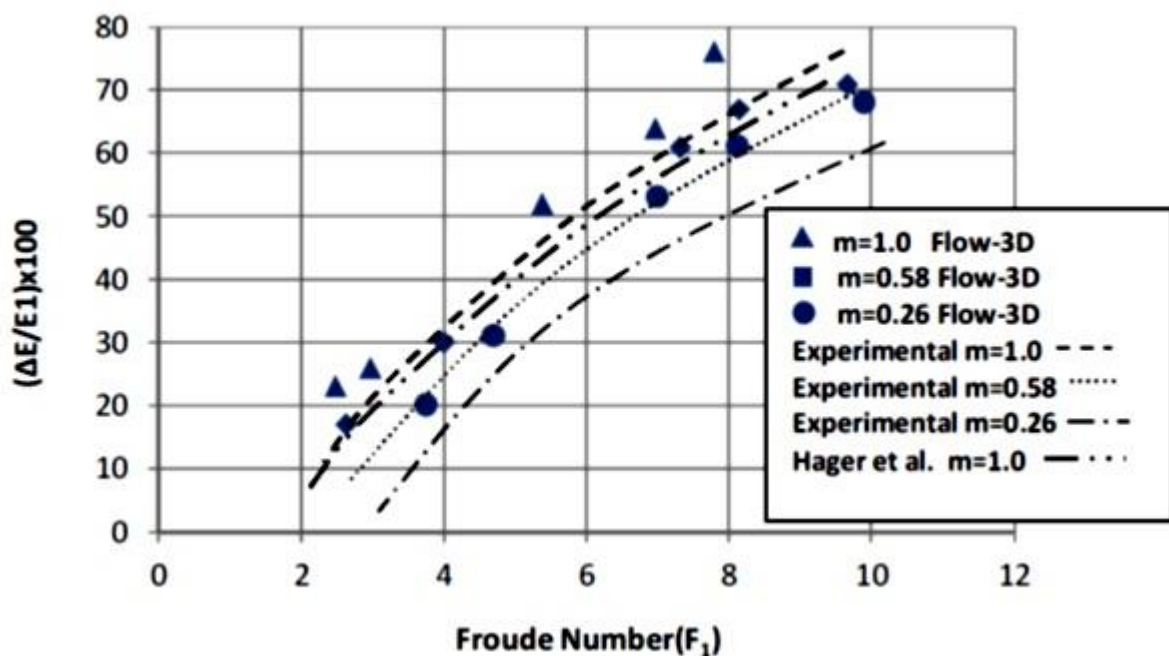
increasing Froude number. The obtained results were compared with that of Hager (1992) for better validation of the data for this energy loss chart in each of the three sections of this study.



**Figure 14.** Sequent depths ratio ( $Y_2/Y_1$ ) as a functions of  $F_1$  for various  $m$  in Flow3-D and experimental tests.



**Figure 15.** The ratio of the hydraulic jump length to the initial depth ( $L_j/Y_1$ ) as a function of  $F_1$  for various  $m$  in Flow3-D and experimental tests.



**Figure 16.** Comparison of relative energy loss in hydraulic jump as function of  $F_1$  for various  $m$  in Flow3-D models and experimental tests.

About Figure 15, the length of hydraulic jump in both numerical models and experimental tests at  $45^\circ$  angle has been increased with the increase in landing number, compared to the other two sections.

As shown in Figure 16, the energy loss in hydraulic jump at  $45^\circ$  angle cross section during experimental tests exhibited an increase of 4%, compared to Hager's results. Also, during numerical modeling at  $45^\circ$  angle, an increase of 9% in comparison with Hager's results, was spotted. Generally speaking, these results indicate verification of the numerical and experimental tests. According to the comparison made between the results of numerical modeling and experimental tests, there is a desirable agreement between the results of these two models in all three geometric sections. So that, at  $45^\circ$  angle in the numerical models there is 5% increase compared to the experimental tests, and at  $60^\circ$  angle in the numerical models there is 11% increase compared to the experimental tests, and also at  $75^\circ$  angle in the numerical models there is 14% increase compared to the experimental tests. So that, the highest increase can be attributed to  $45^\circ$  section.

## Conclusion

1. The boundary conditions used in this study are very effective in determining the boundaries of computations and sensitivities.
2. The velocity of secondary currents perpendicular to the axis of flow ( $V_x$ ) in Froude number 10 of  $45^\circ$  angle is higher than the two other sections, which is 71% compared to  $75^\circ$  angle in numerical models and in Froude number 9 it was 91% in experimental tests.
3. The velocity of the secondary currents in the vertical direction of the flow surface ( $V_z$ ) in Froude number 2 of  $75^\circ$  angle is higher than the two other sections, which is 88% compared to the  $45^\circ$  angle in numerical models and in Froude number 1.5 it was 74.5% in experimental tests.

4. The results demonstrated the existence of an inverse relationship between the velocity of the secondary current in the direction of the vertical axis of the flow ( $V_x$ ) and the secondary velocity in the direction of the flow surface ( $V_z$ ) during both numerical models and experimental tests.

### Conflict of interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

### Nomenclature

|                        |                                                                  |
|------------------------|------------------------------------------------------------------|
| $b$                    | is base width (m).                                               |
| $Q$                    | is discharge (l/s).                                              |
| $L_j$                  | is length of hydraulic jump (m).                                 |
| $W$                    | is velocity components in horizontal direction (m/s).            |
| $V$                    | is velocity components in vertical direction (m/s).              |
| $\vartheta$            | is kinematic viscosity ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).                |
| $\overline{V^2}$       | denotes Reynolds normal stress (vertical).                       |
| $\overline{W^2}$       | denotes Reynolds normal stress (horizontal).                     |
| $V_x$                  | is velocity of secondary currents in horizontal direction (m/s). |
| $V_z$                  | is velocity of secondary currents in vertical direction (m/s).   |
| $\vec{\nabla}$         | is nebula operator.                                              |
| $i, j, k$              | are unit coordinate vectors.                                     |
| $U$                    | is velocity in curl function.                                    |
| $\hat{S}_1, \hat{S}_2$ | is return signals from two adjacent pulses.                      |
| $S_1, S_2$             | are coherent part of the signal.                                 |
| $N_1, N_2$             | are random noise.                                                |
| $m$                    | is cotangent of side slope.                                      |
| $Fr_1$                 | is Froude number before hydraulic jump.                          |
| $Y_2$                  | is secondary depth of hydraulic jump (m).                        |

|                      |                                                   |
|----------------------|---------------------------------------------------|
| SNR                  | is signal noise ratio.                            |
| $Y_2/Y_1$            | is sequent depth ratio.                           |
| $E_1/\Delta E$       | is relative energy loss of hydraulic jump.        |
| RMSE                 | is root-mean-square-error.                        |
| DC                   | is determination coefficient.                     |
| $c$                  | is velocity of sound (m/s).                       |
| $v$                  | is velocity of transmitter to the receiver (m/s). |
| $\psi$               | is function of flow.                              |
| $F_{\text{Doppler}}$ | is changing frequency of the received sound.      |
| $F_{\text{Source}}$  | is transmitter sound frequency.                   |

## References

- Afzal, N., & Bushra, A. (2002). Structure of the turbulent hydraulic jump in a trapezoidal channel. *Journal of Hydraulic Research*, 40(2), 205-214.
- Azhdari-Moghaddam, M., Tajnasaj, M., & Givech, M. (2013). Using computational fluid dynamic in numerical modeling of secondary currents in trapezoidal channels. *Journal of Civil Engineering-Ferdowsi* (in Persian), 25(1), 15-28.
- Bayon, A., Valero, D., García-Bartual, R., & López-Jiménez, P. A. (2016). Performance assessment of OpenFOAM and FLOW-3D in the numerical modeling of a low Reynolds number hydraulic jump. *Environmental Modelling & Software*, 80, 322-335.
- Chanson, H. (2007). Bubbly flow structure in hydraulic jump. *European Journal of Mechanics B, Fluids*, 26(3), 367-384.
- Nortek-AS. (2013). *Comprehensive manual*. Vangkroken, Norway: Nortek-AS.
- Dasgupta, R., & Tomar, G. (2015). Viscous undular hydraulic jumps of moderate Reynolds Number Flow. *Procedia IUTAM*, 15, 300-304.
- Gupta, S. K., Mehta, R. C., & Dwivedi, V. K. (2013). Modeling of relative length and relative energy loss of free hydraulic jump in horizontal prismatic channel. *Procedia Engineering*, 51, 529-537.
- Hager, W. H. (1992). *Energy dissipators and hydraulic jump* (Vol. 8). Berlin, Germany: Springer Science & Business Media.

- Jalili-Ghazizadeh, M., Attari, J., & Farhadi-Rad, S. (January, 2017). Study of flow and hydraulic jump alongside weirs. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 171(3), 134-142, Thomas Telford Ltd.
- Javan, M., & Eghbalzadeh, A. (2013). 2D numerical simulation of submerged hydraulic jumps. *Applied Mathematical Modelling*, 37(10-11), 6661-6669.
- Kim, Y., Choi, G., Park, H., & Byeon, S. (2015). Hydraulic jump and energy dissipation with sluice gate. *Water*, 7(9), 5115-5133.
- Martin, V., Fisher, T. S. R., Millar, R. G., & Quick, M. C. (2002). ADV data analysis for turbulent flows: Low correlation problem. In: *Hydraulic Measurements and Experimental Methods Specialty Conference (HMEM) 2002* (pp. 1-10), DOI: 10.1061/40655(2002)101
- Microsoft Corporation. (2015). *GDI Generic. Flow-3D User Manual Version 11.1.1*. Washington, DC, USA: Microsoft Corporation.
- Muhsun, S. S. (2012). Characteristics of the hydraulic jump in trapezoidal channel section. *Journal of Environmental Studies*, 9, 53-62.
- Nezu, I., Nakagawa, H., & Tominaga, A. (1985). Secondary currents in a straight channel flow and the relation to its aspect ratio. In: *Turbulent Shear Flows 4* (pp. 246-260). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Ohtsu, I. (1976, February). Free hydraulic jump and submerged hydraulic jump in trapezoidal and rectangular channels. In: *Proceedings of the Japan Society of Civil Engineers*, 1976(246), 57-72, Japan Society of Civil Engineers.
- Prandtl, L. (1904). On fluid motions with very small friction. *Verhldg*, 3, 484-491.
- Qin, C., Shao, X., & Zhou, G. (2016). Comparison of two different secondary flow correction models for depth-averaged flow simulation of meandering channels. *Procedia Engineering*, 154, 412-419.
- Shokrian-Hajibehzad, M., & Shafai-Bejestan, M. (2017, January). Predicting the sequent depth ratio of a BF hydraulic jump on a river-bed rock chute. In: *Proceedings of the Institution of Civil*

*Engineers-Water Management*, 171(3), 143-151, Thomas Telford Ltd.

Wanoschek, R., & Hager, W. H. (1989). Hydraulic jump in trapezoidal channel. *Journal of Hydraulic Research*, 27(3), 429-446.

Yaaghoubi, M., & Givechi, M. (2007). The effect of secondary currents on the estimation of moderate depth in rectangular channels. In: *Water Resources Conference*, Conference Held at University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-09

Artículos

**Buscando la eficiencia financiera en pequeños sistemas de agua potable. Una propuesta metodológica**  
**Looking for financial efficiency in small potable water systems. A methodological proposal**

Emmanuel Galindo-Escamilla<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Área Académica de Historia y Antropología, Instituto de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, [emmanuel\\_galindo6175@uaeh.edu.mx](mailto:emmanuel_galindo6175@uaeh.edu.mx)

Autor para correspondencia: Emmanuel Galindo Escamilla, [emmanuel\\_galindo6175@uaeh.edu.mx](mailto:emmanuel_galindo6175@uaeh.edu.mx)

## Resumen

Se propone una metodología para identificar los costos e ingresos fijos en pequeños sistemas de agua potable y un indicador de eficiencia financiera que permite comparar el número de veces que los ingresos fijos cubren la totalidad de gastos fijos. La información para construir el índice y los datos para su prueba empírica se obtuvieron de manera directa con trabajo de campo en cinco municipios de la región conocida como Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Con la metodología que se propone fue posible documentar y analizar la situación de dos organismos operadores (OO), dos direcciones municipales (DM) y cuatro comités de usuarios (CU). En los sistemas manejados por CU se identificó que alcanzan la eficiencia financiera por dos razones, las tarifas que cobran por el servicio se calculan con base en las necesidades específicas de cada sistema, y por el trabajo no remunerado que aportan los usuarios en la administración, operación y mantenimiento. Para los OO y las DM se destaca que la mayor parte de sus ingresos fijos se destina a la nómina del personal empleado y la energía eléctrica, por lo que requieren un aumento considerable en el monto de sus tarifas si aspiran a la eficiencia financiera. Se concluye

que la metodología y el indicador propuesto son pertinentes para medir el desempeño financiero de las organizaciones que manejan sistemas de agua potable de pequeña escala.

**Palabras clave:** agua potable rural, comités de usuarios, organismos operadores, agencias municipales.

## Abstract

A methodology is proposed to identify costs and fixed income in small potable water systems and an indicator of financial efficiency that allows comparing the number of times fixed income covers all fixed expenses. The information to build the index and the data for its empirical test were obtained directly with field work in five municipalities in the region known as Valle del Mezquital, Hidalgo, Mexico. With the methodology proposed, it was possible to document and analyze the situation of two operators agencies (OA), two municipal agencies (MA) and four user committees (UC). In the systems managed by UC it was identified that they achieve financial efficiency for two reasons, the rates charged for the service are calculated based on the specific needs of each system, and the unpaid work that users provide in the administration, operation and maintenance. For OA and MA, it is highlighted that most of their fixed income goes to the payroll of the employed personnel and the electric power, for which they require a considerable increase in the amount of their rates if they aspire to financial efficiency. It is concluded that the methodology and the proposed indicator are relevant to measure the financial performance of organizations that manage small-scale drinking water systems.

**Keywords:** Rural drinking water, user committees, operating agencies, municipal agencies.

Recibido: 03/05/2018

Aceptado: 13/12/2018

## Introducción

En México, de acuerdo con los criterios de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), la eficiencia de un sistema de agua potable para abastecer a grandes centros de población se define como la capacidad de captar, conducir, regularizar, potabilizar y distribuir el agua desde la fuente natural hasta los consumidores (Conagua, 2012: 1).

Para medir lo que se ha denominado eficiencia total de la calidad del servicio de agua potable se analizan tres componentes con sus respectivos indicadores: ingeniería de producción y distribución; comercialización del servicio, y desarrollo institucional. Así, bajo dichos criterios, se considera que un sistema pierde eficiencia cuando comienza a utilizar excesivos recursos humanos, materiales y económicos en todas o alguna de estas componentes (Conagua, 2012: 1).

Tal definición operativa y propuesta metodológica se aplica sólo a grandes sistemas de agua potable, es decir, al abasto a ciudades. No obstante, ante la falta de una metodología apropiada para la pequeña escala, representa un excelente punto de partida en la búsqueda de las eficiencias del suministro del agua potable en zonas rurales, toda vez que en este tipo de servicio también es posible identificar y analizar algunos de los indicadores de dichas componentes.

Bajo el marco general descrito, el objetivo de este artículo es proponer una metodología para identificar los gastos fijos, al igual que los ingresos fijos en los cuales incurre una organización para cumplir con su cometido de dotar del servicio del agua potable a pequeños centros de población, y proponer un indicador que permita medir el número de veces que los ingresos fijos resultan suficientes para cubrir los gastos fijos.

Es pertinente aclarar que tanto en la propuesta metodológica como en el índice de eficiencia que aquí se plantea sólo se hace referencia parcial a dos de las componentes indicadas arriba: la comercialización del servicio y el desarrollo institucional. De la primera, sólo se identificaron dos de sus nueve indicadores: tarifas y padrón de usuarios. Y de la segunda sólo uno de sus ocho indicadores: autonomía organizada (Conagua, 2012: 1).

La elección de la zona de estudio y los casos analizados se justifican porque el marco jurídico vigente —emanado del artículo 115 constitucional, la Ley de Aguas Nacionales de 1992, y la Ley Estatal de

Agua y Alcantarillado para el Estado de Hidalgo de 1999— le otorga a las administraciones municipales de dicha entidad federativa la facultad para manejar los sistemas de abasto de agua entubada de su jurisdicción administrativa, y porque la mencionada ley estatal también les da facultades a los ayuntamientos para crear organismos operadores municipales o intermunicipales descentralizados, bajo el supuesto de que ese tipo de manejo permite alcanzar la eficiencia técnica y autonomía financiera en la dotación del servicio (Galindo & Palerm, 2007; Galindo & Palerm, 2016; Congreso de la Unión, 2019).

Además, de acuerdo con la información de fuentes oficiales, el estado de Hidalgo se divide en 84 municipios, los cuales, hasta 2010, contabilizaban 4 714 localidades. De éstas, 97% contaba con menos de 2 500 habitantes; 2.6%, con una población de entre 2 500 y 14 999, y sólo figuraban 11 localidades con más de 20 000 habitantes (INEGI, 2011a).

Por último, es de destacar que el artículo 30 de la Ley Estatal de Agua y Alcantarillado para el Estado de Hidalgo señala que se promoverá la creación de organismos operadores (OO) municipales en aquellos municipios en los cuales la localidad principal sea mayor a 2 500 habitantes (POEH, 1999). No obstante, hasta el año 2015, en dicha entidad federativa se contabilizaban 33 organismos operadores (CVIA, 2015). Es decir, si bien se ha cumplido con las disposiciones oficiales en la materia, también es notorio que se tienen una cantidad considerable de municipios donde no está presente tal figura organizativa para la gestión del agua.

Otra particularidad es que de acuerdo al artículo 25 de la misma ley, le corresponde al Congreso Local aprobar las tarifas a cobrar en los sistemas de agua potable (POEH, 1999). Por ello cabe preguntarse cuál es el papel de los usuarios y la iniciativa privada en aquellos casos donde el municipio no es el responsable del servicio.

## **El agua como servicio público y los modelos de gestión dominantes a la luz del caso mexicano**

Analizar con casos específicos el tema del agua potable en general y la pequeña escala en particular se justifica, porque se ha dicho que el abasto de agua para consumo humano es un servicio público, y que éste, por su naturaleza, tiene la capacidad de generar economías de escala lo mismo que economías de aglomeración o alcance (Solanes, 1999; Jouravlev, 2004).

Con tales supuesto teóricos, en la práctica se han originado cinco modelos dominantes en el mundo para dotar el servicio: gestión pública directa; empresa de servicios corporativos; gestión privada concesionada; gestión privada directa no concesionada, y empresa pública (Blokland, Braadbaart, & Schwartz, 2000).

De acuerdo con la búsqueda y revisión de materiales publicados entre 1990 y 2010, se puede decir que durante esas dos décadas fue notoria la difusión e impulso de los cinco modelos enunciados; que se discutía muy poco sobre su viabilidad; que en el caso específico del abasto de agua potable en pequeña escala, era poco común plantear la participación directa de los usuarios en la construcción y manejo de la infraestructura, lo mismo que en la toma de decisiones para establecer las tarifas, contratar al personal empleado, fijar acuerdos y establecer sanciones (Ávila, 1996; Ávila, 2002; Pineda, 1998; Burguete, 2000; Barreda & Vera, 2006; Barkin, 2006; Caldera, 2006; Dávila, 2006; Galindo & Palerm, 2007; Giménez & Palerm, 2007; Rodríguez, 2007; Romero, 2007; Saldivar, 2007; Mejía & Kauffer, 2008; Galindo & Palerm 2012; Palerm, 2014a).

Tal situación cambió en la presente década, y con respecto a la gestión del servicio de agua entubada en la pequeña escala se puede decir que el debate se ha agudizado, por lo que se tienen dos posturas contradictorias muy influyentes. Por un lado están los estudios que muestran la eficiencia del manejo que realizan los usuarios y su contribución tanto al autogobierno local como a la gobernanza alternativa (Ostrom, 2011). Por el otro, los que muestran que la gestión comunitaria no es un marco efectivo para la prestación del servicio y que resulta poco eficiente (Chowns, 2015).

Es decir, se debate entre un manejo con cierta participación estatal, ya sea de manera directa a través de los municipios o de manera parcial mediante organismos operadores descentralizados, frente a un manejo por parte de los usuarios con diseños institucionales y organizacionales definidos a partir del autogobierno y la autogestión (Aguilar, 2011; Vagliente, 2011; Sandoval, 2011; Galindo & Palerm, 2012; Villarroel,

2012; Bustos-Cara, Sartor, & Cifuentes, 2013; Kreimann, 2013; Vargas, 2015; Galindo & Palerm, 2016; Nicolas-Artero, 2016).

Sobre el caso mexicano, se puede afirmar que su particularidad radica en que este tipo de gestión se promovió desde el gobierno central en los inicios del siglo XX, de manera concreta a partir de 1930, con la puesta en marcha del Primer Plan Sexenal (SPP, 1985). También se puede afirmar que durante el resto de dicha centuria se tuvo una serie de políticas y programas encaminadas a la construcción de nuevos sistemas o la modernización de los existentes bajo la modalidad de tubería en red, con la particularidad de que en todos ellos se incluyó la participación de los usuarios con mano de obra y materiales de la región (SSA, 1965; Coplamar, 1980; Aboites, 1999; Birrichaga, 2007).

Con base en lo anterior, se puede decir que está cerca de cumplirse un siglo desde que el Estado mexicano incluyó entre sus políticas al agua potable rural. No obstante este largo proceso de aprendizaje, ahora se debate sobre la pertinencia del autogobierno y la autogestión en ese tipo de servicio.

Otra particularidad del caso mexicano está en la búsqueda de la eficiencia financiera de los sistemas de agua potable. Sobre este punto en particular se destaca que están por cumplirse cuatro décadas desde que el gobierno central inició acciones en la materia, y que una respuesta oficial para ello fue la transferencia de los sistemas que manejaban las Juntas Federales de Agua Potable hacia las entidades federativas y municipios (SAHOP, 1981; Martínez, 1998; Pineda, 1998; Dávila, 2006; Aboites, 2009).

No obstante, desde hace 30 años los municipios también realizaron acciones jurídicas y administrativas para, a su vez, delegar tal atribución constitucional, ya fuera a organismos operadores descentralizados de la administración municipal o, en su caso, a empresas privadas con alguna experiencia en la materia (CNA, 1994; Conagua, 2001; Pineda, 2002; Soares, 2007; Romero, 2007; Lutz & Salazar, 2011).

Es pertinente resaltar que desde los inicios del proceso de transferencia hacia las entidades federativas, éstas emitieron sus propios ordenamientos jurídicos en la materia, y que si bien resultan marcadas las diferencias para un estado y otro, en general los municipios han elegido alguna de estas cuatro opciones: dotar el servicio de manera directa; descentralizarlo en OO encabezados por juntas de gobierno; cederlo a la iniciativa privada, u otorgarlo a usuarios agrupados en

alguna figura jurídica (Conagua, 2001; Conagua, 2004; Aguilar, 2011; Palerm 2014b; Galindo & Palerm, 2016).

Tal es el panorama de la gestión del agua potable en México. Para finales del primer decenio de este siglo, una publicación oficial sobre organismos operadores documentó que se tenían 2 517 unidades económicas que se dedican a la prestación de este servicio en todo el país, y que tales unidades empleaban a un total de 110 038 personas (INEGI, 2011b).

Otro dato de la misma fuente indica que los OO censados reportaron gastos por un monto de 17 670 millones de pesos, mismos que se destinaron a cinco grandes rubros en el siguiente orden de importancia: pago de energía eléctrica; pago del agua en bloque; compra de agentes fisicoquímicos; pago por reparaciones y refacciones; pago de combustibles y lubricantes; pago del personal suministrado, publicidad, papelería, servicios de comunicación, servicios profesionales y primas de seguros, entre otros (INEGI, 2011b).

A la luz de esta información también surge la duda sobre la cantidad de organizaciones comunitarias para el abasto de agua potable en las zonas rurales y periurbanas de México, así como sobre el perfil de las personas que se encargan de la operación y administración de tales sistemas, y sobre todo cuáles son sus gastos recurrentes y su capacidad financiera para cubrirlos. Esto último, como ya se dijo, es el tema central de este artículo.

## **La tarifa como elemento para la eficiencia financiera**

En materia de agua para consumo humano, la discusión sobre el papel de las tarifas y su recaudación no es nueva en México y tampoco ha estado exenta de polémica (Solís, 2005; Pineda, 2006; Pineda, 2008; Saldivar, 2007; Romero, 2007; Salazar, 2016).

Algunos estudiosos del tema señalan que el agua se considere como una mercancía, para lo cual se deben garantizar los derechos de acceso y propiedad para incentivar los mercados de agua que asignen de manera eficiente a éste que consideran como un recurso escaso (Roemer, 1997).

Otros debaten si el agua debe ser tratada como mercancía, ya que, por su naturaleza carece de valor, y la discusión se centra en los llamados procedimientos hidroútiles que realizan los seres humanos para extraerla, conducirla, almacenarla o distribuirla (Boltvinik, 2006; Veraza, 2007). Desde otra perspectiva, la de los recursos de uso común, están quienes consideran que el manejo comunitario de sistemas de agua potable de pequeña escala es una respuesta eficiente frente a fallas del mercado o del Estado (Galindo y Palerm, 2007; Guzmán, 2013; López, Martínez, & Palerm, 2013; Domínguez & Castillo, 2018).

Con respecto a las tarifas y los métodos para determinarlas, es de destacar que desde principios de este siglo, la Conagua enunció tres criterios mínimos para determinar las tarifas al dotar dicho servicio público: eficiencia económica, viabilidad financiera y equidad. La misma dependencia también reconoció que los organismos prestadores de tales servicios tenían como reto establecer sistemas tarifarios eficientes, equitativos y sostenibles, porque para ese entonces, en muchos organismos prevalecían criterios políticos y financieros de corto plazo, cuya finalidad era minimizar o, en caso extremo, evitar el aumento en las tarifas (Conagua, 2001: 143-145).

A casi 20 años de esta postura oficial sobre la importancia de la tarifa en el desarrollo institucional de los prestadores del servicio, Briseño (2018) señala que en la actualidad los organismos operadores que abastecen a los grandes centros urbanos de México aplican distintos modelos tarifarios según los objetivos que se persigan, entre los que destaca la tarifa plana, bloque único uniforme, bloque creciente, bloque decreciente y tarifa creciente. No obstante, el mismo autor afirma que, por lo general, las tarifas resultan insuficientes para cubrir los costos por el servicio, por lo que los gobiernos locales deben salvar a los organismos prestadores de servicio mediante transferencias de recursos económicos.

En un escenario distinto, otros estudiosos de la temática han documentado casos específicos de pequeños sistemas de agua potable, y sus resultados muestran que la toma de decisiones por parte de los usuarios contribuye de manera considerable a establecer tarifas muy cercanas a la eficiencia financiera (Galindo & Palerm, 2012; Pimentel, Velázquez, & Palerm, 2012; Rivera, Hernández, Ocampo, & María, 2017).

Entonces, como se dice en párrafos anteriores, es pertinente preguntarse sobre los esquemas tarifarios en la pequeña escala, sobre todo en cuanto a cuáles son los criterios para establecer los montos a

cobrar por el servicio, lo mismo que la eficiencia en la cobranza, y si los montos recaudados son suficientes para garantizar la sostenibilidad de las organizaciones que los manejan.

## Metodología

La metodología para obtener la información consistió en escoger una zona de estudio al azar, misma que se conformó por cinco municipios de un total de 20 que integran la región conocida como Valle del Mezquital en el estado de Hidalgo, México.

El principal criterio de selección fue que los municipios tuviesen menos de 20 000 habitantes y que los sistemas con los que se abastecían de agua para consumo humano en sus centros de población no rebasaran las 5 000 tomas servidas, es decir, se privilegió el agua potable rural.

Posteriormente se identificaron los sistemas de agua potable existentes en cada uno de los municipios, lo mismo que las organizaciones a cargo de la administración y operación.

Así, a partir de una muestra representativa de 12 sistemas de agua potable, la información se analizó y comparó bajo los criterios para estimar el indicador de eficiencia financiera, el cual matemáticamente se expresa de la siguiente manera:

$$IEF = \frac{IF}{GF}$$

Donde:

IEF = índice de eficiencia financiera.

IF = ingresos fijos.

GF = gastos fijos.

Como se ilustra, el IEF se obtiene al dividir los IF entre los GF; el producto de esa división indica el número de veces que el total de ingresos fijos cubre el total de los gastos fijos.

Para calcular el índice, se tomó como IF el monto de dinero que percibe cada mes la organización al cobrar el servicio de agua entubada a cada una de las tomas servidas por el sistema o sistemas que maneja; este dato se obtiene al multiplicar el número de tomas servidas por el tipo de tarifa que se le cobra a cada una de ellas. Se usó como GF el monto de dinero que eroga cada mes la organización por los conceptos de personal empleado en la administración y operación, consumo de energía eléctrica para extraer y distribuir el agua a las tomas servidas, y renta de oficinas y servicio telefónico, cuando es el caso.

Dado que en los sistemas analizados el personal administrativo se diferencia del operativo, es necesario definir las respectivas funciones.

La administración incluye actividades tales como la cobranza de la tarifa por el servicio de agua entubada así como las multas por las faltas a las reglas establecidas; la expedición y cobro de nuevos contratos; emitir la orden de instalación de nuevas tomas de agua entubada; realizar los pagos correspondientes al personal empleado, el consumo de la energía eléctrica y la renta de oficinas y el servicio telefónico, cuando es el caso; además de la contabilidad del sistema o los sistemas de agua entubada que maneja una organización en particular.

La operación comprende la extracción del agua y su distribución a las tomas servidas; el mantenimiento y rehabilitación de la infraestructura hidráulica; la instalación de nuevas tomas servidas, así como la suspensión de éstas por falta de pago de la tarifa y, cuando es el caso, la medición periódica del consumo que se hace en cada toma servida para calcular el monto a cobrar por ello.

De acuerdo con esto último, cuando se hace alusión a personal administrativo u operativo, en ambos casos se refiere a personas contratadas de tiempo completo. En caso contrario, el conjunto de tareas mencionadas se realizan por los usuarios del sistema en cuestión, y dicho trabajo, en muchos de los casos analizados, no es remunerado.

Es pertinente aclarar que para estimar el IEF se excluyeron los ingresos variables y los gastos variables. Los ingresos variables son el monto de dinero que obtiene cada mes la organización respectiva por concepto de multas y el cobro del contrato que se le expide a cada uno de sus usuarios. Los gastos variables son el monto de dinero que eroga cada

mes la organización respectiva para el mantenimiento preventivo y correctivo de la infraestructura hidráulica que conforma el sistema o sistemas que maneja. Este tipo de ingresos y egresos se excluyeron porque, lo que se busca, como ya se dijo, es conocer hasta cuántas veces los ingresos fijos son suficientes para cubrir los gastos fijos.

También es necesario aclarar que cuando se habla del tipo de organización para el manejo de los sistemas de agua potable se hace referencia al diseño técnico administrativo establecido por tres diferentes tomadores de decisiones: usuarios, el ayuntamiento de un municipio en específico, o la junta de gobierno de un organismo operador descentralizado de la administración municipal. Por esto último es pertinente señalar que una misma organización puede manejar dos o más sistemas sin la necesidad de que estén interconectados, e incluso es posible que se encuentren distantes uno de otro.

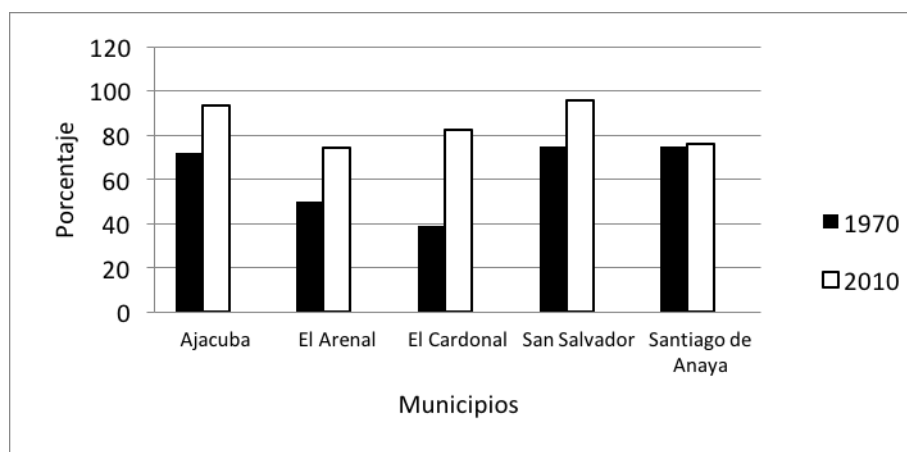
Así, para la zona de estudio, se consideró que en los casos en que una misma organización maneja dos o más sistemas, los gastos fijos de cada sistema se calcularan de la siguiente manera: al monto total del sueldo pagado al personal operativo asignado al sistema en cuestión se le sumaron los montos proporcionales del sueldo pagado al director y los subdirectores, respectivamente, lo mismo que el pago de la energía eléctrica que se consume en cada sistema, y el monto proporcional de la renta de oficinas y servicio telefónico, cuando fue el caso.

## Resultados y discusión

Con los criterios indicados en la parte metodológica, la zona de estudio quedó conformada con los municipios Ajacuba, El Arenal, El Cardonal, Santiago de Anaya y San Salvador, pertenecientes al estado de Hidalgo, México, cuyas generalidades se indican en la Tabla 1 y Figura 1.

**Tabla 1.** Población total y tipo de asentamientos humanos. Fuente: elaboración propia, con datos del XIII Censo de Población y Vivienda (INEGI, 2011c).

| Municipio         | Total de población | Número de localidades | Menos de 250 habitantes | Entre 250 y 2 499 habitantes | Más de 2 500 habitantes |
|-------------------|--------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------|
| Ajacuba           | 17 055             | 15                    | 8                       | 5                            | 2                       |
| El Cardonal       | 18 427             | 81                    | 54                      | 27                           | 0                       |
| El Arenal         | 17 374             | 25                    | 11                      | 13                           | 1                       |
| San Salvador      | 32 773             | 48                    | 12                      | 34                           | 2                       |
| Santiago de Anaya | 16 014             | 28                    | 11                      | 17                           | 0                       |
| <b>Total</b>      | <b>101 643</b>     | <b>197</b>            | <b>96</b>               | <b>76</b>                    | <b>5</b>                |



**Figura 1.** Cobertura del servicio de agua entubada por municipio (1970-2010). Fuente: elaboración propia con datos del IX y XIII Censo de Población y Vivienda (SIC, 1971; INEGI, 2011c).

De acuerdo con la Tabla 1, la totalidad de localidades de la zona de estudio están dentro de la categoría de rurales, toda vez que un porcentaje considerable se ubica bajo el rango de menos de 2 500 habitantes. Por lo que, en sentido estricto, sólo 3 de 5 municipios cumplen con el requisito establecido en la Ley Estatal de Agua Potable y Alcantarillado para la Conformación de los Organismos Operadores.

Sobre la cobertura del servicio bajo la modalidad de agua entubada, la Figura 1 muestra que no se ha alcanzado 100% en todos los municipios. Y que si bien en los últimos 40 años en algunos de ellos el avance ha sido considerable, en otros resulta poco significativo.

Al analizar la información de la Tabla 1 y Figura 1, la dispersión de los asentamientos humanos puede ser una de las posibles explicaciones para no alcanzar 100% en la cobertura del servicio en todos los centros de población de los municipios que conforman la zona de estudio. Precisamente esto último también abre la posibilidad de cuestionar la pertinencia de los OO frente a los CU; lo mismo se aplica para el sistema de tubería en red, del cual ya se mencionó que desde el siglo pasado se presenta como sinónimo de modernidad en la dotación del servicio.

En la Tabla 2 se presenta la información recabada para los cinco municipios mencionados y, como ya se dijo, fue posible identificar tres tipos de organizaciones para el manejo de pequeños sistemas de agua potable: organismos operadores (OO), direcciones municipales (DM) y comités de usuarios (CU).

**Tabla 2.** Organizaciones y sistemas de agua potable estudiados. Fuente: elaborada con datos de campo.

| Municipio    | Organización                                                                      | Empleados | Sistema(s)                          | Tomas                   |
|--------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------|-------------------------------------|-------------------------|
| San Salvador | Comisión de Agua y Alcantarillado del Municipio de San Salvador Hidalgo (CAAMSSH) | 23        | San Salvador<br>Santa María         | 560<br>3 080            |
| El Cardonal  | Organismo Operador de Cardonal (OOC)                                              | 8         | Cardonal                            | 650                     |
| Ajacuba      | Dirección Municipal del Agua Potable de Ajacuba (DMAPA)                           | 17        | Ajacuba<br>Tezontlale<br>Tecomatlán | 2 286<br>1 242<br>1 097 |
| El Arenal    | Dirección de Agua Potable del Municipio El Arenal (DAPMA)                         | 6         | 20 de Noviembre<br>Bocja-Chimilpa   | 1 479<br>454            |
| El Arenal    | Comité de Usuarios de El Rincón (CUR)                                             | 1         | Pozo núm. 2                         | 144                     |

|                   |                                                             |   |                      |       |
|-------------------|-------------------------------------------------------------|---|----------------------|-------|
| Santiago de Anaya | Comité de Usuarios de Santiago de Anaya (CUSA)              | 2 | Santiago de Anaya    | 980   |
| Santiago de Anaya | Comité de Usuarios de Yolotepec (CUY)                       | 2 | Yolotepec            | 700   |
| El Cardonal       | Comité de Usuarios del Sistema San Miguel Tlazintla (CUSMT) | 0 | San Miguel Tlazintla | 1 697 |

Como se muestra en la Tabla 3, los organismos operadores de El Cardonal y San Salvador, respectivamente, tienen gastos fijos por concepto de renta de oficinas y servicio telefónico. Por el contrario, ni las direcciones municipales ni los comités de usuarios reflejan esos gastos. Las primeras, porque sus oficinas se localizan en el edificio que alberga la presidencia municipal, y porque el servicio telefónico es uno más de los gastos que paga la tesorería municipal correspondiente. Los segundos, porque sus oficinas ocupan edificios públicos propiedad de la localidad beneficiada y no utilizan servicio telefónico.

**Tabla 3.** Ingresos y egresos. Mes promedio en miles de pesos. Fuente: elaborada con datos obtenidos en campo.

| Organización<br>Sistemas | Ingresos<br>fijos (IF) | Personal<br>administrativo | Personal<br>operativo | Energía<br>eléctrica | Oficinas<br>Teléfono | Gastos<br>fijos (GF) |
|--------------------------|------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| CAAMSSH                  | 181 617                | 73 754                     | 25 728                | 120 000              | 3 600                | 223 082              |
| San Salvador             | 23 537                 | 35 184                     | 12 864                | 40 000               | 1 800                | 89 848               |
| Santa María              | 158 080                | 38 570                     | 12 864                | 80 000               | 1 800                | 133 234              |
| OOC<br>El Cardonal       | 33 400                 | 19 600                     | 19 800                | 60 000               | 6 000                | 105 400              |
| DMAPA                    | 231 250                | 21 399                     | 46 300                | 221 800              | 0                    | 289 499              |
| Ajacuba                  | 114 300                | 8 333                      | 14 800                | 120 800              | 0                    | 143 933              |
| Tezontlale               | 62 100                 | 6 533                      | 9 500                 | 6 000                | 0                    | 22 033               |
| Tecomatlán               | 54 850                 | 6 533                      | 22 000                | 95 000               | 0                    | 123 533              |

|                                 |                  |                |                  |                  |        |                  |
|---------------------------------|------------------|----------------|------------------|------------------|--------|------------------|
| DAPMA<br>20 de<br>Noviembre     | 77 320<br>59 160 | 8 000<br>4 000 | 20 800<br>17 800 | 50 000<br>35 000 | 0<br>0 | 78 800<br>56 800 |
| Bocja-Chimilpa                  | 18 160           | 4 000          | 3 000            | 15 000           | 0      | 22 000           |
| CUR<br>El Rincón                | 6 480            | 0              | 1 200            | 4 000            | 0      | 5 200            |
| CUSA<br>Santiago de<br>Anaya    | 53 077           | 0              | 10 000           | 20 000           | 0      | 30 000           |
| CUY<br>Yolotepec                | 31 500           | 0              | 3 600            | 12 000           | 0      | 15 600           |
| CUST<br>San Miguel<br>Tlazintla | 18 360           | 0              | 0                | 0                | 0      | 0                |

En la misma Tabla 3 se indica que el sistema San Miguel Tlazintla no incurre en gastos fijos; ello se debe a que los usuarios realizan las tareas de administración y operación, por lo que no existe personal empleado. Tampoco tiene gastos de energía eléctrica porque la fuente de agua que abastece al sistema es un manantial y no se requiere de equipos de bombeo para extraer o distribuir el agua.

Como se muestra en la Tabla 4, sólo uno de los tres sistemas que maneja la Dirección Municipal de Ajacuba es autosuficiente: El Tezontlale, pues su índice de eficiencia financiera indica que sus IF cubren 2.82 veces el total de sus GF. Por el contrario, el indicador estimado para el Ajacuba señala que los IF sólo cubren 79.0% de sus GF; mientras que en el Tecamatlán apenas cubren 44.0%.

**Tabla 4.** IEF, GF y costo de empleados por toma. Mes promedio. Fuente: elaborada con datos de campo.

| Organización<br>Sistemas | IEF<br>(IF/GF) | GF/<br>Tomas (\$) | Empleados/<br>Tomas (\$) |
|--------------------------|----------------|-------------------|--------------------------|
|--------------------------|----------------|-------------------|--------------------------|

|                      |      |        |       |
|----------------------|------|--------|-------|
|                      |      |        |       |
| CAAMSSH              | 0.81 | 61.28  | 27.33 |
| San Salvador         | 0.26 | 160.44 | 85.80 |
| Santa María          | 1.19 | 43.26  | 16.70 |
| OOC                  | 0.32 | 162.15 | 60.62 |
| El Cardonal          |      |        |       |
| DMAPA                | 0.79 | 62.59  | 14.63 |
| Ajacuba              | 0.79 | 62.96  | 10.12 |
| Tezontlale           | 2.82 | 17.74  | 12.91 |
| Tecomatlán           | 0.44 | 112.61 | 26.01 |
| DAPMA                | 0.98 | 40.76  | 14.89 |
| 20 de Noviembre      | 1.04 | 38.40  | 14.74 |
| Bocja-Chimilpa       | 0.83 | 48.46  | 15.42 |
| CUR                  | 1.25 | 36.11  | 8.33  |
| El Rincón            |      |        |       |
| CUSA                 | 1.77 | 30.61  | 10.20 |
| Santiago de Anaya    |      |        |       |
| CUY                  | 2.02 | 22.29  | 5.14  |
| Yolotepec            |      |        |       |
| CUST                 | ND   | 0.00   | 0.00  |
| San Miguel Tlazintla |      |        |       |

Los gastos en que incurre cada uno de estos sistemas se contabilizan de manera agregada en la tesorería municipal. Así, el gasto por concepto de sueldos del personal administrativo se divide a partes iguales entre los tres sistemas, y la tesorería municipal absorbe el déficit presupuestal con el que operan los dos sistemas que no alcanzan su eficiencia financiera.

Por tanto, el hecho de tener una contabilidad conjunta oculta la situación de cada sistema en particular. De esa manera, los datos agregados indican que una toma servida le cuesta \$62.59 a la Dirección Municipal de Ajacuba, cuando en la práctica el abasto de una toma en el sistema Tecomatlán tiene un costo de \$112.61 y en el Tezontlale de \$17.74. Lo mismo sucede con el personal empleado, pues el dato

agregado indica que su costo es de \$14.63 por cada toma servida, pero el costo real es de \$10.12 en el sistema Ajacuba; \$12.91 en Tezontlale, y \$26.01 en Tecamatlán, respectivamente.

La Dirección Municipal del Agua Potable de El Arenal está en condiciones similares y los datos agregados tampoco reflejan la situación de cada sistema en particular.

Su IEF indica que en dicha organización los ingresos fijos cubren 98% de sus gastos fijos, pero al desagregar los datos correspondientes de cada uno de los dos sistemas da como resultado que Bocja-Chimilpa sólo cubre 83% de sus GF con sus IF, y que el 20 de Noviembre cubre 100.0% de sus GF con sus ingresos propios. Entonces, la contabilidad agregada oculta la poca eficiencia del sistema Bocja-Chimilpa.

Respecto al costo de una toma servida, los datos agregados indican que a la Dirección Municipal de El Arenal le cuesta \$40.76, pero los datos desagregados indican que en el sistema Bocja-Chimilpa es de \$48.46 y en el 20 de Noviembre de \$38.40.

Otro tipo de organización que maneja dos sistemas de agua entubada es el Organismo Operador de San Salvador, y sus datos agregados muestran un IEF de 0.81, lo cual quiere decir que el organismo operador alcanza a cubrir 81% de sus gastos fijos con lo que obtiene por concepto de recaudación de las tarifas mensuales. La situación es diferente para el sistema San Salvador, ya que sus IF sólo cubren 26% de sus GF; mientras que en el sistema Santa María alcanzan a cubrir 1.19 veces sus gastos fijos.

Así, el costo de una toma de agua es de \$160.44 en el sistema San Salvador y \$43.26 en Santa María. No obstante, el dato agregado indica que al organismo operador, el suministro de agua a una toma servida le cuesta \$61.28; lo mismo ocurre con el personal empleado, porque la contabilidad conjunta indica que al organismo operador le cuesta \$27.33, y al desagregar el dato resulta que por cada toma servida, el personal empleado tiene un costo de \$85.80 en el sistema San Salvador y \$16.70 en Santa María.

La diferencia tan marcada que existe entre los sistemas San Salvador y Santa María se debe a que los costos del personal empleado se dividen a partes iguales entre ambos, pero con la salvedad de que el primero sólo abastece 560 tomas, en comparación con las 3 080 del segundo.

De lo anterior resulta que los usuarios del sistema San Salvador subsidian a los del sistema Santa María, a fin de pagar la nómina de

todo el personal empleado. Además, la tesorería municipal respectiva absorbe el costo de la energía eléctrica que consumen los dos sistemas; así, los usuarios pagan al personal empleado y el ayuntamiento costea la energía eléctrica. Esa es la razón del porqué subsiste ese organismo operador.

El Organismo Operador de El Cardonal maneja un solo sistema porque el ayuntamiento así lo decidió, y resulta ser el más caro de todos los que se eligieron como estudios de caso.

En dicho organismo operador, los GF por tomas servidas ascienden a \$162.15 y el gasto del personal empleado a \$60.62, por lo que su índice de eficiencia financiera es de 0.32, lo cual quiere decir que sólo cubre 32% de GF con sus ingresos propios. El dinero faltante lo obtiene a manera de subsidios de la tesorería municipal de El Cardonal.

En este sistema, al igual que en los manejados por el organismo operador de San Salvador, la tarifa que pagan los usuarios se utiliza para cubrir el monto de la nómina mensual y la presidencia municipal aporta el monto total de la energía eléctrica.

Al hacer el comparativo entre los 12 sistemas que se estudiaron resulta que los manejados por comités de usuarios son financieramente más eficientes que los manejados por direcciones municipales u organismos operadores.

De acuerdo con el índice de eficiencia financiera que se calculó para cada uno de los sistemas manejados por los usuarios, se deduce que en el sistema El Rincón, los IF cubren 1.25 veces el total de sus GF; en el Santiago de Anaya, 1.77; y en Yolotepec, 2.02, respectivamente.

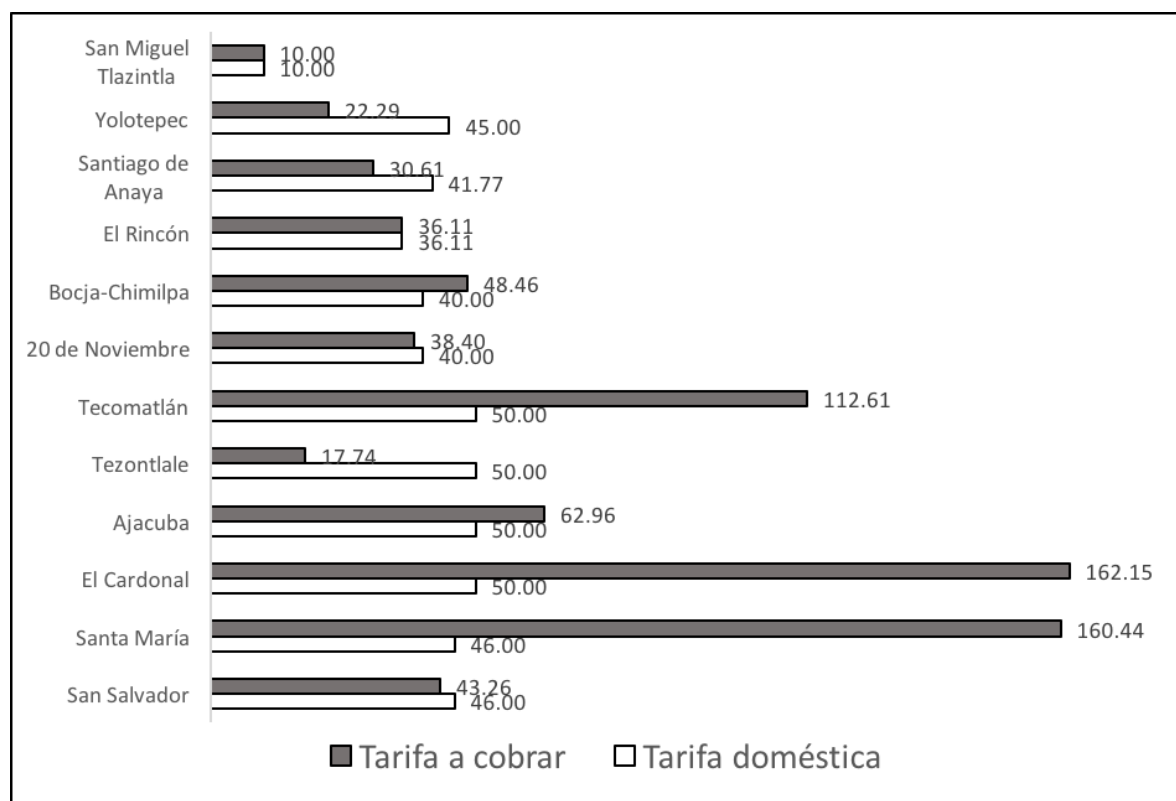
El IEF del sistema San Miguel Tlazintla permanece como no determinado, al no tener costos fijos por energía eléctrica o pago del personal empleado; pero el hecho de que no se haya calculado su respectivo índice no quiere decir que este sistema sea ineficiente en la recaudación de la cuota anual que cobra por el servicio de agua entubada.

Las organizaciones que manejan sistemas autogobernados tienen finanzas sanas, porque los GF por toma servida, lo mismo que el costo del personal empleado por toma servida, resultan bajos a causa de que las tareas de administración y operación las realizan los mismos usuarios.

Así, de acuerdo con los datos de la Tabla 4, el costo fijo de una toma servida en el sistema Yolotepec es de \$22.29; en Santiago de Anaya,

\$30.61; en El Rincón, \$36.11. El costo del personal empleado por toma servida es de \$5.14, \$8.33 y \$10.20, respectivamente.

Con los datos obtenidos y aquí mostrados se procedió a hacer una división de los GF entre el total de tomas servidas, con ello se obtuvo el valor más cercano al monto de la tarifa que debe cobrar cada una de las organizaciones tomadas como caso de estudio para alcanzar la autosuficiencia financiera. Del comparativo entre el monto de la tarifa estimada con el que se cobraba al momento de las entrevistas resultó la Figura 2.



**Figura 2.** Tarifa mínima que garantiza cubrir los GF. Fuente: elaborada con datos de campo.

Como se ilustra en la Figura 2, la tarifa para uso doméstico que el Congreso del Estado de Hidalgo aprobó al OO de El Cardonal apenas cubre una tercera parte de los gastos fijos en que incurre para garantizar la extracción y distribución del agua.

La que se le aprobó al OO de San Salvador es suficiente para cubrir los gastos en el sistema San Salvador; pero en el caso del Santa María, sólo es posible cubrir una cuarta parte del total de gastos fijos; por tanto, la lógica indica que se deben incrementar las tarifa en dicho sistema, pero eso no es posible, pues la tarifa que se aprueba se debe aplicar a los dos sistemas que maneja dicha organización.

Los sistemas Yolotepec y Santiago de Anaya, que manejan los mismos usuarios, aplican una cuota cuyo monto está por encima del mínimo necesario para cubrir sus gastos fijos; ello se traduce en eficiencia financiera y flexibilidad al momento de cobrar las cuotas por el servicio de agua entubada.

El sistema El Rincón es el más eficiente en este rubro, porque su cuota es variable mes con mes. Para establecerla se divide el monto total de la energía eléctrica que se consume en el pozo más el pago del operario y un adicional para imprevistos, entre el total de tomas servidas. Cabe aclarar que para este caso en específico, en la Figura 2 se presenta un dato promedio que se obtuvo con base en los montos máximo y mínimo que se consumen en un año.

Como ya se mencionó, el sistema San Miguel Tlazintla no incurre en GF; así, el dato que se presenta en la gráfica se obtuvo al dividir entre los 12 meses del año la cuota anual de \$120.00 que cobran a un usuario con la categoría de toma doméstica. El dato que se estimó se considera correcto, pues la cuota anual que establecen los usuarios es suficiente para cubrir los gastos variables e imprevistos.

Los dos sistemas que maneja la Dirección Municipal de Agua Potable de El Arenal casi logran un balance global, porque en el 20 de Noviembre la tarifa aprobada rebasa con dos pesos a la tarifa mínima para cubrir sus gastos fijos, mientras que al Bocja-Chimilpa le faltan ocho pesos para alcanzar la tarifa que le permite hacer frente a sus gastos fijos.

El inconveniente para esta dirección municipal, como se dijo en las entrevistas, es la falta de pago por parte de los usuarios y la incapacidad para controlar el consumo de agua, condiciones que a decir del director municipal del agua, han conducido al ayuntamiento a considerar la posibilidad de ceder la operación de esos dos sistemas a un organismo operador intermunicipal, con sede en Pachuca, Hidalgo.

En los tres sistemas a cargo de la Dirección Municipal de Agua Potable de Ajacuba tampoco existe homogeneidad. Así, la tarifa aprobada representa la mitad de la tarifa mínima que le permite al sistema

Tecomatlán cubrir sus GF; por el contrario, con la misma tarifa, los usuarios del sistema Tezontlale pagan 290% más que el mínimo necesario para cubrir los gastos fijos. Finalmente, el sistema Ajacuba está 13 pesos por debajo de la tarifa mínima que le permitiría ser autosuficiente en sus GF.

Con lo hasta aquí mostrado se tiene una visión rápida del estado que guarda la situación financiera de los pequeños sistemas de agua entubada en las zonas rurales del estado de Hidalgo, donde es común encontrar tres modelos de gestión bien definidos: organismos operadores, direcciones municipales y comités de usuarios. Con los argumentos hasta aquí vertidos es posible afirmar que en la pequeña escala, la participación de los usuarios es fundamental para establecer un sistema de tarifas más cercano a los requerimientos de las organizaciones, a fin de solventar sus gastos fijos.

Además, se pudo identificar que la estrategia de agregar pequeños sistemas dispersos a una administración central no necesariamente conduce a economías de aglomeración o alcance, como lo proponen los teóricos que definen el abasto de agua para consumo humano como un servicio público que por su naturaleza genera monopolios.

También se documentó que el hecho de aumentar el número de tomas servidas en aquellas organizaciones de carácter monopolístico, y que administran un solo sistema está lejos de alcanzar las economías de escala y requieren una cantidad considerable de subsidios para mantenerse en funciones.

Por último, la información presentada resulta determinante para afirmar que el desempeño organizacional de las DM y los OO se ve limitado porque carecen de autonomía para fijar sus tarifas. En el hipotético caso de que el marco legal se los permita, estaría por evaluarse la disponibilidad de los usuarios a pagar las tarifas mínimas que garanticen cubrir los gastos fijos en los respectivos sistemas que utilizan.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos y su análisis comparativo permiten afirmar que el índice propuesto, lo mismo que la metodología para su construcción y prueba empírica, son pertinentes para analizar la situación financiera de las organizaciones que manejan pequeños sistemas de agua potable.

También se puede concluir que en todos los casos analizados se tienen los indicadores mínimos para comparar los distintos arreglos organizacionales encontrados en campo para dos de los componentes de la eficiencia en sistemas de agua potable: la comercialización del servicio y el desarrollo institucional.

Con respecto a la comercialización del servicio, resulta claro que la totalidad de organizaciones analizadas cuenta con sistemas de tarifas para determinar el costo del servicio, lo mismo que un padrón de usuarios a los cuales les dotan de agua entubada.

Sobre la cobranza, se tienen elementos para señalar que la totalidad de organizaciones tienen capacidad para cobrar el servicio, no obstante que estructuras tarifarias con las que operan les impiden determinar una cuota diferenciada para cada sistema y así hacer frente a gastos fijos en cada uno de ellos.

En referencia al desarrollo institucional, se pueden identificar dos situaciones: la total autonomía organizacional de los CU, en comparación con la alta dependencia por parte de los OO, y las DM del presupuesto público municipal para cubrir sus respectivos déficits presupuestales.

También es de destacar que los OO y las DM tienen cierta autonomía con respecto del ayuntamiento en turno para elegir al personal administrativo y operativo, no así en el caso de las tarifas, porque, como ya se dijo, ésta es atribución exclusiva del congreso local.

Por tanto, se puede concluir, con base en los datos presentados, que la falta de autonomía para fijar las tarifas por parte de los OO y DM afecta de manera negativa al desarrollo institucional de las organizaciones estudiadas.

Con respecto a la puesta en marcha de los DM y posteriormente los OO como respuestas oficiales para alcanzar la autonomía financiera en el manejo de los sistemas de agua entubada, se puede concluir que en la pequeña escala estas dos estrategias no resultan factibles, sobre todo por la falta de autonomía en el desarrollo institucional.

En otras palabras, están por cumplirse 40 años de aplicarse una política de alcance nacional y no se ha logrado el objetivo esperado. En el caso específico de la pequeña escala resulta pertinente considerar el manejo por parte de los usuarios como una opción viable, lo mismo que reconocer sus ventajas técnicas y financieras frente a los otros dos arreglos organizacionales aquí analizados.

Además de lo anterior, los datos encontrados en campo dan pie para debatir la ausencia de la iniciativa privada en la dotación del servicio de agua para consumo humano en la pequeña escala. También está pendiente de investigarse el tamaño óptimo o los límites de las empresas privadas para tener acceso a un esquema de gestión que hasta ahora sólo ha sido de injerencia directa de los ayuntamientos. Ante la ausencia de éstos, la respuesta es la comunidad organizada a través del autogobierno y la autogestión.

Por último, con la intención de hacer más eficiente el presupuesto que los municipios destinan al abasto de agua para consumo humano. A la luz de las evidencias aquí presentadas se plantea la opción de crear fondos municipales para apoyar imprevistos de los CU, con lo cual se incluye un poco de justicia distributiva de los recursos públicos dados los constantes rescates financieros de las direcciones municipales o los organismos operadores.

## Referencias

- Aboites, L. (1999). *El agua de la nación. Una historia política de México: (1888-1946)*. México, DF, México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social.
- Aboites, L. (2009). *La decadencia del agua de la nación. Estudio de la desigualdad social y cambio político en México, segunda mitad del siglo XX*. México, DF, México: El Colegio de México.
- Aguilar, E. (2011). *Gestión comunitaria de los servicios de agua y saneamiento: su posible aplicación en México*. México, DF, México: Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/26079>
- Ávila, P. (1996). *Escasez de agua en una región indígena: el caso de la Meseta Purépecha*. Guadalajara, México: El Colegio de Michoacán.

- Ávila, P. (2002). Agua, poder y conflicto urbano en una ciudad. En: Ávila P. (coord.). *Agua, cultura y sociedad en México* media (pp. 271-292). México, DF, México: El Colegio de Michoacán.
- Barreda, A. (comp.) & Vera, R. (ed.). (2006). *Voces del agua: Privatización o gestión colectiva*. México, DF, México: Ítaca.
- Barkin, D. (coord.) (2006). *La nueva gestión del agua urbana en México: retos, debates y bienestar*. México, DF, México: Universidad de Guadalajara.
- Birrichaga, D. (coord.) (2007). *La modernización del sistema de agua potable en México 1810-1950*. Zinacantepec, México: El Colegio Mexiquense.
- Blokland, M. W., Braadbaart, O., & Schwartz, K. (2000). *Negocio privado, propietarios públicos: el gobierno como accionista de las empresas de abastecimiento y tratamiento de agua potable*. Países Bajos, Holanda: Ministerio de Vivienda, Planificación Espacial y Medio Ambiente.
- Briseño, H. (2018). Modelos tarifarios de agua en México según criterios sociales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(5), 173-192. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-06-08
- Burguete, A. (2000). *Agua que nace y muere. Sistemas normativos indígenas y disputas por el agua en Chamula y Zinacatán*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bustos-Cara, R., Sartor, A., & Cifuentes, O. (2013). Modelos de gestión del recurso agua potable: el caso de las cooperativas de servicios en pequeñas localidades de la Región Pampeana en Argentina. *Agua y Territorio*, 1, 55-64.
- Caldera, A. (2006). Agua, participación privada y gobernabilidad en Aguascalientes 1989-2001. En: Barkin, D. (coord.) *La nueva gestión del agua urbana en México. Retos, debates y bienestar* (pp. 197-216). México, DF, México: Universidad de Guadalajara.
- CVIA, Centro Virtual de Información del Agua. (2015). *Directorio de organismos operadores de agua potable y alcantarillado*. México, DF, México: Centro Virtual de Información del Agua.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. (1994). *Ley de aguas nacionales y su reglamento*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2001). *La participación privada en la prestación de los servicios de agua y saneamiento*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2004). *Ley de aguas nacionales*, México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Manual de incremento de eficiencia física, hidráulica y energética en sistemas de agua potable*, México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Congreso de la Unión. (2019) Artículo 115. En: *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos*. Ciudad de México, México: Congreso de la Unión.
- Coplamar, Coordinación General del Plan Nacional de Zonas Deprimidas y Grupos Marginados. (1980). *Convenio que establece el Programa SAHOP-Coplamar de agua potable y caminos para zonas marginadas*. México, DF, México: Coordinación General del Plan Nacional de Zonas Deprimidas y Grupos Marginados.
- Chowns, E. (2015). Is community management an efficient and effective model of public service delivery? Lessons from the rural water supply in Malawi. *Public Administration and Development*, 35, 263-276. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/pad.1737>
- Dávila, S. (2006). *El poder del agua: participación social o empresarial: México, la experiencia piloto del neoliberalismo para América Latina*. México, DF, México: Ítaca.
- Domínguez, J., & Castillo, E. (2018). Las organizaciones comunitarias del agua en el estado de Veracruz. Análisis a la luz de la experiencia latinoamericana. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 33, 2(98), 469-503, DOI: <http://dx.doi.org/10.24201/edu.v33i2.1756>
- Galindo, E., & Palerm, J. (2007). Pequeños sistemas de agua potable: entre la autogestión y el manejo municipal en el estado de Hidalgo, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 4(2), 127-146. Recuperado de [http://www.colpos.mx/asyd/resumen\\_y\\_abstracts.php?c=ASD-08-008&i=e&v=4&n=2](http://www.colpos.mx/asyd/resumen_y_abstracts.php?c=ASD-08-008&i=e&v=4&n=2)
- Galindo, E., & Palerm, J. (2012). Toma de decisiones y situación financiera en pequeños sistemas de agua potable: dos casos en El

- Cardonal, Hidalgo, México. *Región y Sociedad*, 24(54), 261-298.  
Recuperado de <https://doi.org/10.22198/rys.2012.54.a155>
- Galindo, E., & Palerm, J. (2016). Sistemas de agua potable rurales. Instituciones, organizaciones, gobierno, administración y legitimidad. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(2), 17-34.  
Recuperado de <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1137>
- Giménez, M., & Palerm, J. (2007). Organizaciones tradicionales de gestión del agua: importancia de su reconocimiento legal como motor de su pervivencia. *Región y Sociedad*, 19(38), 3-24.  
Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S1870-39252007000100001&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1870-39252007000100001&lng=es&nrm=iso)
- Guzmán, M. (2013). La gestión participativa del agua en México (2001-2012): el caso de San Agustín Amatlipac (Morelos). *Agua y Territorio*.  
Recuperado de <https://dx.doi.org/10.17561/at.v1i2.1348>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2011a). *Perspectiva estadística Hidalgo*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2011b). *Panorama censal de los organismos operadores de agua en México*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2011c). *XIII Censo General de Población y Vivienda*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jouravlev, A. (2004). *Los servicios de agua potable y saneamiento en el umbral del siglo XXI*. Chile, Santiago: Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/6440-servicios-agua-potable-saneamiento-umbral-siglo-xxi>
- Kreimann, R. (2013). Los Comités de Agua Potable y Saneamiento y la gestión social de un bien común en Nicaragua. Los casos de los CAPS de El Edén y Chompipe. *Agua y Territorio*, 2, 34-47.  
Recuperado de <https://dx.doi.org/10.17561/at.v1i2.1342>

- Ley de Agua Nacionales de 1992, *Diario Oficial de la federación* § 1-44 a 47 (24-03-2016). Recuperado de [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16\\_240316.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_240316.pdf)
- Ley Estatal de Agua y Alcantarillado para el Estado de Hidalgo, *Periódico Oficial del Estado de Hidalgo* § 2-25 a 29 (30-12-1999). Recuperado de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2017/02/ley-de-Agua-de-Hidalgo.pdf>
- Ley Estatal de Agua y Alcantarillado para el Estado de Hidalgo, *Periódico Oficial del Estado de Hidalgo* § 3-30 a 48 (30-12-1999). Recuperado de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2017/02/ley-de-Agua-de-Hidalgo.pdf>
- López, S., Martínez, T., & Palerm, J. (2013). Las comunidades en la administración de sistemas de agua potable. Región de los Volcanes, Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(1), 39-58. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/asd/v10n1/v10n1a3.pdf>
- Lutz, A., & Salazar, A. (2011). Evolución y perfiles de los organismos operadores de agua potable en México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 26(3), 563-599. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.24201/edu.v26i3.1375>
- Martínez, P. (1998). El fortalecimiento del municipio como institución receptora de la descentralización. *Gestión y Estrategia*, 14, 28-38. Recuperado de <http://gestionyestrategia.azc.uam.mx/index.php/rge/article/view/340>
- Mejía, L., & Kauffer, E. (2008). Historia de una descentralización fracasada. En: Soares, D., Vargas, S., & Nuño, M.R. (eds.). *La gestión de los recursos hídricos; realidades y perspectivas* (T. 1, pp. 343-373). México, DF, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Nicolas-Artero, Ch. (2016). Las organizaciones comunitarias de agua potable rural en América Latina: un ejemplo de economía substantiva. *Polis, revista latinoamericana*, 15(45), 165-189. Recuperado de <https://journals.openedition.org/polis/12107>
- Ostrom, E. (2011). Prefacio. En: Vagliente, P. (coord.). *Modelos de gobernabilidad democrática para el acceso al agua en América Latina* (pp. 6-7). Córdoba, Argentina: Fundación AVINA.

- Recuperado de <http://www.grupopertiga.org/publication/modelos-de-gobernabilidad-democratica-del-aguaen-america-latina/>
- Palerm, J. (2014a). Gestión de sistemas de agua de uso doméstico en comunidades rurales. *La Jornada del Campo*, 80, 1-2. Recuperado de <http://www.jornada.unam.mx/2014/05/17/cam-riego.html>
- Palerm, J. (2014b). Derecho humano al agua, derechos de aguas, ordenamiento territorial, tecnología y administración. En: López, R., Martínez, J. L., & López, E. (coords.). *Viabilidad y barreras para el ejercicio del derecho humano al agua y saneamiento en México* (pp. 189-196). México, DF, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- POEH, Periódico Oficial del Estado de Hidalgo. (1999). Ley Estatal de Agua y Alcantarillado para el Estado de Hidalgo. Pachuca: Hidalgo. *Periódico Oficial del Estado de Hidalgo* del 30 de diciembre de 1999.
- Pimentel, J. L., Velázquez, M., & Palerm, J. (2012). Capacidades locales y de gestión social para el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del Valle de Zamora, Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 9(2), 107-121. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/asd/v10n1/v10n1a3.pdf>
- Pineda, N. (1998). La municipalización de los servicios de agua potable y alcantarillado. *Gaceta Mexicana de Administración Pública Estatal y Municipal*, 60, 91-97.
- Pineda, N. (2002) La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Región y Sociedad*, 14(24), 41-69. Recuperado de <https://regionysociedad.colson.edu.mx:8086/index.php/rys/article/view/698/860>
- Pineda, N. (coord.) (2006). *La búsqueda de la tarifa justa. El cobro de los servicios de agua potable y alcantarillado en México*. Hermosillo, México: El Colegio de Sonora.
- Pineda, N. (2008). Nacidos para perder dinero y derrochar agua. El inadecuado marco institucional de los organismos operadores de agua en México. En: Soares, D., Vargas, S., & Nuño, M. R. (eds.). *La gestión de los recursos hídricos; realidades y perspectivas* (T. 1, pp. 121-150). México, DF, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Rivera, J., Hernández, M., Ocampo, I., & María, A. (2017). Factores condicionantes de la buena gestión del servicio de agua potable en doce comunidades del altiplano mexicano. *Agua y Territorio*, 9, 105-116, DOI 10.17561/at.v0i9.3481
- Rodríguez, C. (2007). *Agua, municipio y sustentabilidad*. México, DF, México: Centro de Servicios Municipales Heriberto Jara A. C.
- Roemer, A. (1997). *Derecho y economía: políticas públicas del agua*. México, DF, México: Centro de Investigación y Docencia Económica.
- Romero, P. (2007). Descentralización y retiro del Estado: ¿mecanismos para gestionar sustentablemente el agua? *Gestión y Política Pública*, 16(1), 29-59. Recuperado de [http://www.gestionypoliticapublica.cide.edu/num\\_anteriores/Vol.XVI\\_No.I\\_1ersem/Patricia\\_Romero\\_Lankao.pdf](http://www.gestionypoliticapublica.cide.edu/num_anteriores/Vol.XVI_No.I_1ersem/Patricia_Romero_Lankao.pdf)
- Salazar, A. (2016). *Fugas de agua y dinero. Factores político-institucionales que inciden en el desempeño de los organismos operadores de agua potable en México*. Hermosillo, México: El Colegio de Sonora.
- Saldivar, A. (2007). *Las aguas de la ira: economía y cultura del agua en México, sustentabilidad o gratuidad*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sandoval, A. (2011). Entre el manejo comunitario y gubernamental del agua en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(3), 367-385. Recuperado de <https://www.colpos.mx/asyd/volumen8/numero3/asd-11-005.pdf>
- SAHOP, Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. (1981). *Entrega de los sistemas de agua potable y alcantarillado a los gobiernos de los estados*. México, DF, México: Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas.
- SIC, Secretaría de Industria y Comercio. (1971). *IX Censo General de Población 1970*. México, DF, México: Secretaría de Industria y Comercio.
- SSA, Secretaría de Salubridad y Asistencia. (1965). *Agua potable rural*. México, DF, México: Secretaría de Salubridad y Asistencia.
- SPP, Secretaría de Programación y Presupuesto. (1985). *Antología de la Planeación en México 1917-1985 (Vol. 1). Los primeros intentos*

- de planeación en México 1917-1946*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Soares, D. (2007). Crónica de un fracaso anunciado: la descentralización en la gestión del agua potable en México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 4(1), 19-37. Recuperado de <http://www.colpos.mx/asyd/volumen4/numero1/asd-08-002.pdf>
- Solanes, M. (1999). *Servicios públicos y regulación: consecuencias legales de las fallas de mercado*. Chile, Santiago: Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de [https://repositorio.cepal.org/discover?filtertype\\_5=subject&filter\\_relational\\_operator\\_5=equals&filter\\_5=GESTI%C3%93N%20P%C3%9ABLICA&submit\\_apply\\_filter=Aplicar+filtro&query=](https://repositorio.cepal.org/discover?filtertype_5=subject&filter_relational_operator_5=equals&filter_5=GESTI%C3%93N%20P%C3%9ABLICA&submit_apply_filter=Aplicar+filtro&query=)
- Solís, L. (2005). *La escasez, el costo y el precio del agua en México*. México, DF, México: El Colegio Nacional.
- Vagliente, P. (coord.) (2011). *Modelos de gobernabilidad democrática para el acceso al agua en América Latina*. Córdoba, Argentina: Fundación AVINA. Recuperado de <http://www.grupopertiga.org/publication/modelos-de-gobernabilidad-democratica-del-aguaen-america-latina/>
- Vargas, S. (julio, 2015). *Contradicciones entre la gestión social y la gestión municipal del agua*. En: *Asociación Mexicana de Ciencias Políticas, Gobiernos Locales, Municipales, Regionales y Estatales*. Simposio llevado a cabo en el III Congreso Internacional de Ciencias Políticas, Guadalajara, Jalisco, México.
- Veraza, J. (2007). *Economía política del agua. El agua que te vendo primero te la robé*. México, DF, México: Ítaca.
- Villarroel, C. (2012). *Asociaciones comunitarias de agua potable rural en Chile. Diagnóstico y desafíos*. Santiago, Chile: Gráfica Andes. Recuperado de <http://www.chilesustentable.net/wp-content/uploads/2015/07/Asociaciones-comunitarias-de-agua-potable-rural-en-chile.pdf>
- Voltvinik, J. (2006). Agua, mercantilización, pobreza. *Economía Moral*, recuperado de <https://www.jornada.com.mx/2006/03/17/index.php?section=opinion&article=028o1eco>

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-10

Notas

## **Variabilidad climática y eventos extremos en la cuenca del río Zanatenco, Chiapas**

### **Climate variability and extreme events in the Zanatenco river basin, Chiapas**

José Luis Arellano-Monterrosas<sup>1</sup>

Laura Elena Ruiz-Meza<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Comisión Nacional del Agua. Organismo de Cuenca Frontera Sur, México, jose.arellanoa@conagua.gob.mx

<sup>2</sup>Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Instituto de Ciencias Biológicas, México, laura.ruiz@unicach.mx

Autor para correspondencia: Laura Elena Ruiz Meza, laura.ruiz@unicach.mx

#### **Resumen**

Se analiza la variabilidad climática interanual para el periodo de 1961 a 2013 en la cuenca del río Zanatenco, ubicada en la costa de Chiapas, México. Se analizaron las siguientes variables: precipitación y evaporación, tanto anual como máxima diaria, al igual que temperaturas medias y máximas. También se analizó la incidencia de eventos hidrometeorológicos extremos asociados con estas variables climatológicas, como las inundaciones y sequías. Las inundaciones están asociadas con los años con mayores precipitaciones, así como a la magnitud de los eventos de lluvia máxima diaria. Por su parte, las sequías se asocian con los años con menores precipitaciones, y con temperaturas máximas y tasas de evaporación diarias extremas. Los años secos y lluviosos están relacionados con la presencia de los fenómenos climáticos globales de El Niño y La Niña. La precipitación y evaporación anual, así como la temperatura media anual muestran una tendencia creciente. Los eventos extremos de precipitación diaria se

presentaron de 2005 a 2013; los de evaporación de 2001 a 2008; y los de temperatura de 1997 a 2006, correspondientes a años con sequía. El año con el evento de lluvias extremas máximas registrado fue 2006. La mayor tasa de evaporación diaria se presentó en 1970 y, la mayor temperatura máxima se registró en los años de 1997 a 1998. De esta forma, a partir de 1997, las sequías e inundaciones se han presentado con mayor frecuencia e intensidad en la región.

**Palabras clave:** tendencias cambio climático, eventos extremos, inundaciones, sequías, costa de Chiapas.

## Abstract

The interannual climatic variability is analyzed for the period 1961 to 2013 in the Zanatenco river basin, located in the Chiapas Coast, Mexico. The following variables were analyzed: precipitation and evaporation, both annual and daily maximum, as well as average and maximum temperatures. Likewise, the incidence of extreme hydrometeorological events associated to these climatological variables, such as floods and droughts, was analyzed. The floods are associated with greater rainfall the years, as well as the magnitude of the maximum daily rainfall events. The droughts are associated to the years with lower rainfall as well as extreme temperatures and extreme daily evaporation rates. The dry and rainy years are related to the presence of the global climatic phenomena of El Niño and La Niña. Annual precipitation and evaporation as well as the annual average temperature show an increasing trend. The extreme events of daily precipitation were presented from 2005 to 2013; the evaporation from 2001 to 2008; and of temperature from 1997 to 2006, corresponding to years with drought. The year with the maximum extreme rainfall event was recorded in 2006. The highest rate of daily evaporation occurred in 1970 and the highest maximum temperature occurred in the years 1997 to 1998. Thus, since 1997, droughts and floods have occurred more frequently and intensively in the región.

**Keywords:** Climate change trends, extreme events, floods, droughts, Chiapas Coast.

Recibido: 04/05/2017

Aceptado: 22/01/2019

## Introducción

En las últimas décadas, en las regiones donde las lluvias dependen en gran medida de la actividad del océano Pacífico (ciclones tropicales y huracanes), como en la costa de Chiapas, las tendencias en la variabilidad interanual de la lluvia son decrecientes (Martínez, 2007; Méndez & Magaña, 2010; Magaña, Matías, Morales, & Millán, 2004). Para Martínez, Patiño y Tamayo (2014), el análisis de las tendencias climáticas en una región debe realizarse mediante la revisión de los valores medios y extremos de las principales variables climáticas. Para Montealegre (2009), la variabilidad climática interanual corresponde a las variaciones que se presentan en las variables climatológicas año con año.

Desde un punto de vista estadístico, se define como evento extremo a aquel cuya probabilidad de ser igualado o superado es muy pequeña (Arganis, Domínguez, Jiménez, & Guichard, 2010). En el caso de inundaciones y sequías, la principal dificultad está en establecer la magnitud del evento al que se refiere. Para los propósitos de este estudio, los eventos extremos de inundaciones y sequías están intrínsecamente relacionados con la magnitud del evento climático perturbador, pero también a las condiciones específicas de vulnerabilidad de la zona expuesta a su impacto. Según los escenarios de cambio climático del Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC), se predicen en México cambios en el régimen hidrometeorológico, particularmente en la frecuencia de eventos extremos, como inundaciones y sequías (Magaña, 2004; Martínez, 2007).

En los últimos años, en las cuencas de la Sierra Madre y costa de Chiapas se presentan perturbaciones en el ciclo hidrológico regional, con tendencias decrecientes de la precipitación anual. Asimismo, los eventos de lluvias extremos diarias son cada más intensos y frecuentes (Arellano, 2010).

En el mapa de zonas de impactos potenciales por inundación de México, la costa de Chiapas presenta una frecuencia de inundaciones con

periodos de recurrencia de 5 a 50 años. Asimismo, en el mapa de peligro por inundación, la región aparece con un índice alto por inundaciones (Semarnat, 2012).

Según Merz *et al.* (2014), en el enfoque tradicional hidrológico para la estimación de inundaciones, las crecientes son resultado de las características propias de la cuenca: geología, relieve, topografía, condiciones meteorológicas y suelos. De esta forma, la variabilidad natural del clima proporciona la variación en el tiempo de las características de las inundaciones; esta variación puede ser cuantificable y predecible bajo una perspectiva dinámica de clima y gestión de crecientes.

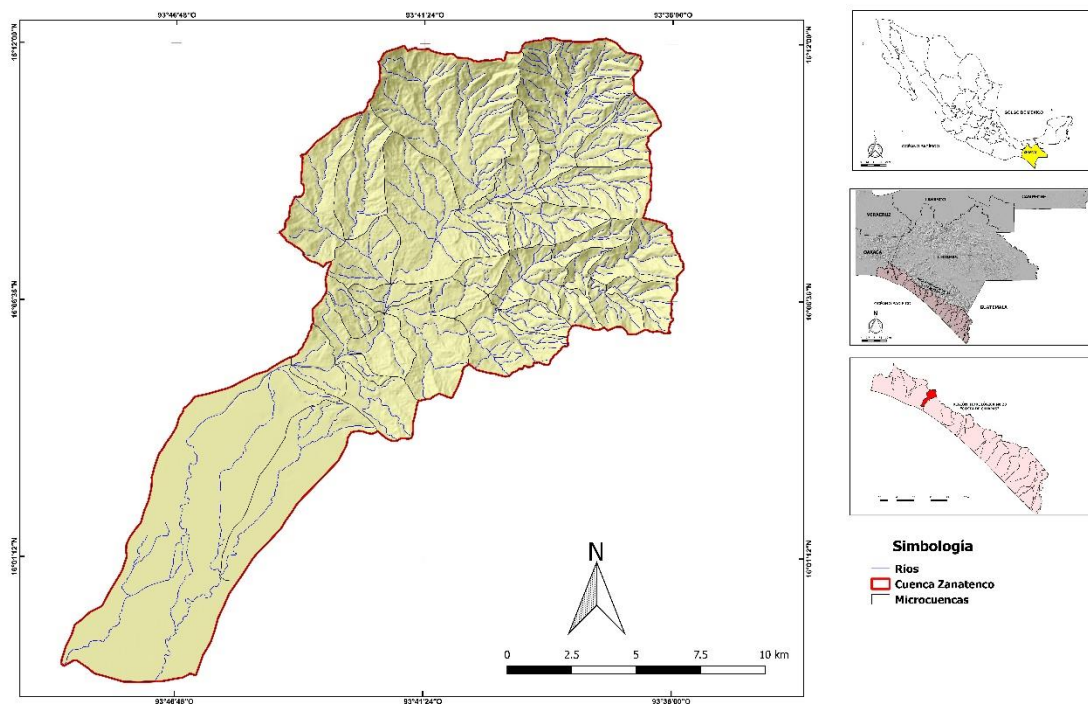
La lluvia es el elemento fundamental del ciclo hidrológico, que se define por su magnitud y distribución temporal, condiciones medias de humedad y anomalías anuales (excesos y déficits); la intensidad de la sequía se estima como un déficit de lluvia (Velasco, 2012). La sequía forma parte de la variabilidad natural del clima y es recurrente sin un ciclo definido. La magnitud de sus impactos depende de la vulnerabilidad de los sistemas naturales y sociales a esta condición (Hill *et al.*, 2014). En las últimas décadas, el aumento de la vulnerabilidad hidrológica, agrícola y social ante la sequía se percibe en la región como un fenómeno cada vez más severo (Semarnat, 2012).

## **Materiales y métodos**

### **Zona de estudio**

La cuenca del río Zanatenco se ubica en el extremo noroeste de la Región Hidrológica 023 Costa de Chiapas (SRH, 1969a; SRH, 1969b), y forma parte de la Subregión Hidrológica Laguna del Mar Muerto. Geográficamente, se ubica entre las coordenadas 15° 59' 19" y 16° 09' 34" de latitud norte, y 93° 46' 52" y 93° 35' 24" de longitud

oeste (Figura 1). Limita al noreste con su parteaguas en la Sierra Madre de Chiapas; al noroeste, con la cuenca del río Tiltepec; al sur, con la laguna del Mar Muerto, y al sureste con la cuenca del Riío. Desde el parteaguas hasta su desembocadura en la laguna del Mar Muerto, la cuenca tiene una superficie total de 231.0552 km<sup>2</sup>. Administrativamente, la cuenca es parte de la región Istmo-Costa, en los municipios de Tonalá y Villaflores. En la parte media alta y alta de la cuenca se ubica parte de la Reserva de la Biosfera de la Sepultura (REBISE).



**Figura 1.** Ubicación de la cuenca del río Zanatenco, Chiapas. México.  
Fuente: elaboración propia.

La cuenca del río Zanatenco forma parte de las regiones fisiográficas de La Sierra del Sur o Sierra Madre de Chiapas en su parte media y alta (68.28% de su territorio), y de la Llanura Costera del Pacífico en su parte baja (31.72%). En la vertiente Pacífico de la Sierra Madre, el declive es muy pronunciado, por lo que los ríos son de régimen torrencial y cursos cortos. Por su parte, la planicie costera se ha

conformado de modo superficial, como resultado de la constante depositación de sedimentos provenientes de la erosión de la Sierra Madre (Müllerried, citado por Conanp, 1999). En la cuenca alta, los suelos son derivados de rocas ígneas extrusivas, con profundidades mayores de 60 cm. En la planicie costera se presentan suelos de origen aluvial, caracterizados por su textura arcillo-arenosa y depósitos arenosos, con profundidades mayores de 200 cm, con fluctuaciones del nivel freático, donde los perfiles de suelos moteados son indicadores de periodos de inundaciones estacionales.

En la cuenca baja, el tipo de clima corresponde al A( $w_2$ ): cálido subhúmedo con temperaturas máximas de 37 °C, temperatura media anual mayor de 34 °C y temperatura del mes más frío mayor de 33 °C. La precipitación del mes más seco es menor de 1 mm, con lluvias en verano y precipitaciones máximas de 400 mm en el mes de septiembre (Comisión Nacional del Agua, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto Estatal del Agua y Ayuntamiento de Tonalá, 2012).

Para el periodo de registro de 1961 a 2013 en la estación climatológica Tonalá, Chiapas, la precipitación media anual es de 1 723.8 mm; la evaporación media anual de 2 297.6 mm, y la temperatura media anual de 28.7 °C. El periodo de lluvias comprende de mayo a octubre (95.7% del promedio anual), con presencia de un periodo de sequía intraestival o canícula en el mes de julio. El periodo de secas o estiaje comprende los meses de noviembre a abril, con un 4.3% del promedio anual. La precipitación máxima mensual se presenta en septiembre, con 416.9 mm, y la mínima mensual en diciembre con 1.3 mm. La temperatura promedio anual es de 28.7 °C, la máxima mensual de 34.8 °C y la mínima mensual de 22.7 °C.

En 2011, la superficie con bosques y selvas representó un 46.6% de la cuenca del río Zanatenco; los pastizales, un 41.1%; la agricultura, un 12%, y un 0.3% los asentamientos humanos.

## **Análisis de información climatológica e hidrométrica**

Se considera a la estación climatológica Tonalá, Chiapas, como representativa de la cuenca baja del río Zanatenco debido a su ubicación y a que cuenta con el mayor registro histórico de información en la región. La estación climatológica Tonalá se ubica a 16° 05' de latitud norte y 93° 42' de longitud oeste, a una elevación de 17 msnm (Serrano *et al.*, 2006). Para el análisis de la información del río Zanatenco se utilizaron los registros de la estación hidrométrica Zanatenco, ubicada a 16° 05' de latitud norte, y 93° 42' de longitud oeste (SRH, 1969a; SRH, 1969b).

Se obtuvieron los datos diarios de precipitación, temperaturas (máxima, media, mínima), y evaporación para el periodo de 1961 a 2010 con uso de la base de datos *ERIC III* v. 3.2 (IMTA, 2013), misma que se complementó con datos proporcionados por el Centro Hidrometeorológico Regional de Conagua ubicado en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. La información histórica de gastos máximos de escurrimiento del río Zanatenco se obtuvo de la base de datos *Bandas* (Conagua, 2010).

Los datos se operaron en hojas de Excel. Se calcularon los parámetros estadísticos descriptivos de las variables climatológicas de estudio: medias, valores máximos, mínimos, rango, desviación estándar, coeficiente de variación. La variación interanual se analizó mediante regresión lineal (Yevdjevich, 1964; Infante & Zárate, 1984), para obtener su tendencia, tasa de cambio anual y su coeficiente de correlación  $R^2$ . Para el cálculo de la precipitación y evaporación anual, así como de la temperatura media anual, sólo se analizaron años con registros completos, no se estimaron datos faltantes. Los parámetros estadísticos y las gráficas de dispersión permitieron el análisis de la calidad de la información y depuración de datos (Yevdjevich, 1964). Para el ajuste de datos hidrométricos a diferentes funciones probabilísticas se aplicó el programa AX, desarrollado por Jiménez, Domínguez y Cruz (1997).

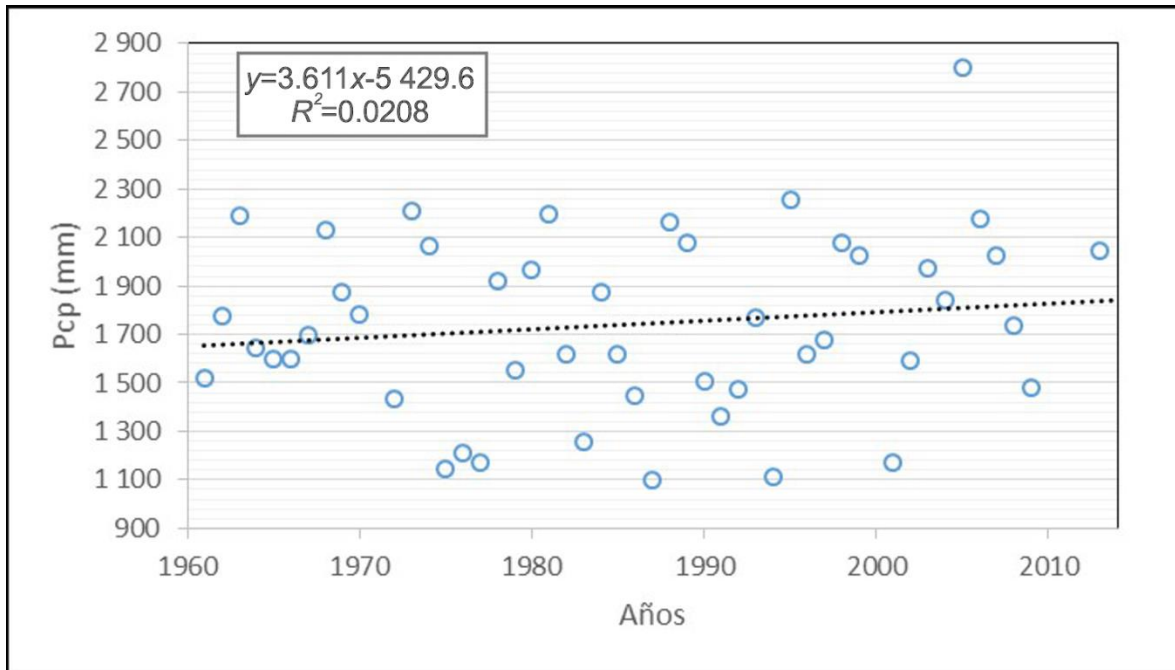
## Resultados y discusión

## Variabilidad de la precipitación anual

Los años lluviosos corresponden a los siguientes: 1963, 1968, 1973, 1974, 1980, 1981, 1988, 1989, 1995, 1998, 2005, 2006, 2007 y 2013. El año 2005 es más lluvioso del registro histórico, con una precipitación anual de 2 801.1 mm. Para el periodo 1964-2003, Imbach, Pérez, Ulloa y Díaz (2013) reportan para la estación Tonalá, Chiapas, los siguientes años como los más lluviosos: 1980, 1981, 1989, 1993 y 1995, que corresponden a los reportados en este trabajo. Por otra parte, los años con menor precipitación anual corresponden a 1975, 1976, 1977, 1983, 1987, 1991, 1994 y 2001. El año más seco del periodo fue 1987, con 1 101.3 mm.

La precipitación mensual acumulada máxima se presenta durante agosto, septiembre y octubre, con 651.3, 982.5 y 712.5 mm, ocurridos en los años de 1969, 1963 y 2005, respectivamente. En promedio, los meses más lluviosos son los de junio y septiembre, con precipitaciones medias de 328.7 y 416.9 mm, respectivamente, que corresponden a las lluvias de verano y la presencia de ciclones tropicales en la región. Serrano *et al.* (2006) reportan como los más lluviosos para su periodo de estudio (1961-1998): junio con 323.9 mm y septiembre con 399.4 mm. Por su parte, Imbach *et al.* (2013) reportan valores de precipitaciones mensuales mayores de 800 mm en agosto y septiembre de 1988 y 1989, años asociados con periodos de la Oscilación del Sur El Niño (ENSO). Los valores de precipitación máxima mensual correspondientes a los meses de agosto y septiembre son de 651.3 y 982.5 mm, respectivamente.

Se obtiene una tendencia general creciente en la precipitación anual con una tasa de +3.61 mm/año, con una correlación muy baja ( $R^2$  de 0.02), misma que muestra la gran variabilidad de los datos sin una tendencia bien definida (Figura 2), como la reportada por Imbach *et al.* (2013). Por su parte, Escalante (2006), con información anterior a las inundaciones de septiembre de 1998, reporta también para la precipitación anual una tendencia estable.



**Figura 2.** Variabilidad de la precipitación anual (mm) en Tonalá, Chiapas (1961-2013). Fuente: elaboración propia.

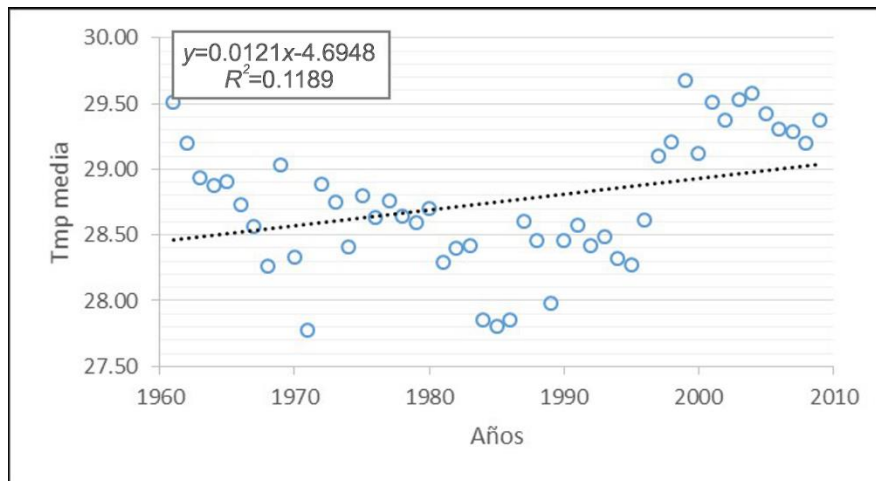
Las tendencias de variabilidad de la precipitación interanual en la costa de Chiapas muestran el patrón general reportado por el IPCC para el Pacífico mexicano. En las zonas más lluviosas (como el Soconusco), las tendencias en la precipitación son decrecientes, mientras que en las zonas menos lluviosas (como la región Istmo Costa), las tendencias son crecientes (Magaña *et al.*, 2004).

Según Méndez y Magaña (2010), la precipitación anual en la región Istmo-Costa de Chiapas para el periodo 1901-2009 muestra decrementos en la precipitación anual de 0 a -0.5 mm/año, análogos a los reportados por Semarnat (2012). Por su parte, Martínez (2007) estima para el periodo 2070-2099 un cambio porcentual en la precipitación en la costa de Chiapas de -20 a -40% en invierno y de 0 a +20% en verano.

## Variabilidad de la temperatura media anual

La temperatura media promedio anual muestra los siguientes periodos decrecientes: 1961-1968, 1969-1971, 1972-1986 y 2003-2009, así como los siguientes periodos crecientes: 1968-1969, 1971-1972, 1986-2003.

La variabilidad interanual de la temperatura media anual muestra una tendencia general creciente a una tasa de  $0.0121\text{ }^{\circ}\text{C/año}$ , con un coeficiente de correlación ( $R^2$ ) de 0.1189, que equivale a un incremento promedio de  $0.58\text{ }^{\circ}\text{C}$  para el periodo de estudio de 48 años (Figura 3). Este incremento, se encuentra en el rango reportado por el Gobierno del Estado de Chiapas *et al.* (2011), para el periodo 1951-2000 de hasta  $0.4\text{ }^{\circ}\text{C/año}$ , al igual que en el rango reportado por Méndez y Magaña (2010) para la costa de Chiapas de  $0.5$  a  $1.0\text{ }^{\circ}\text{C/año}$ .



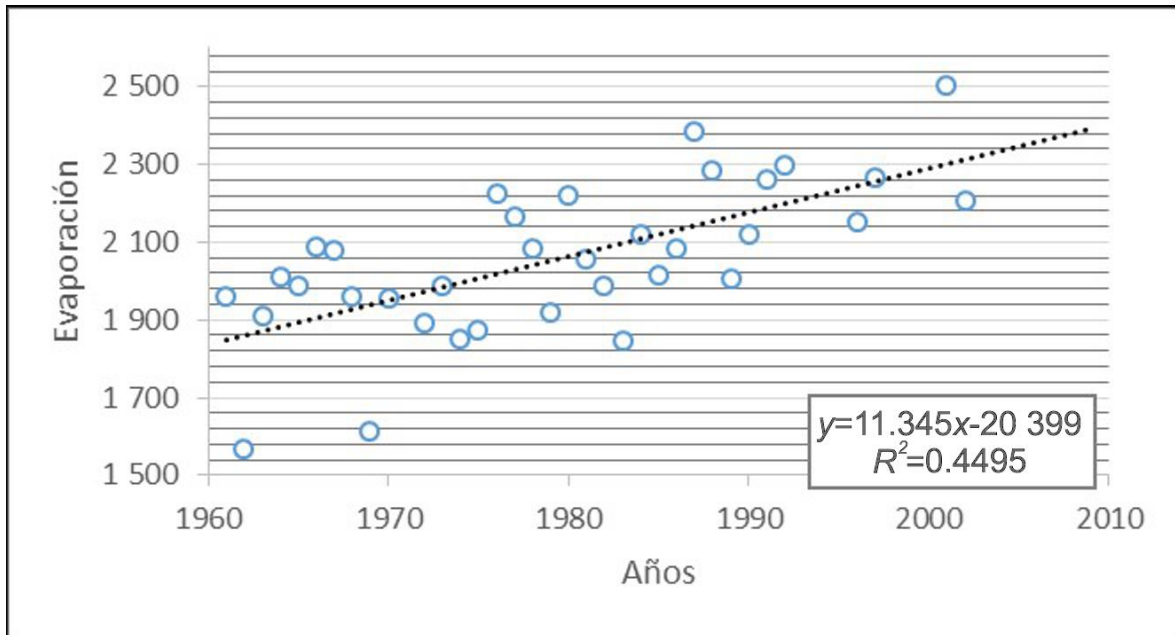
**Figura 3.** Variabilidad de la temperatura media anual ( $^{\circ}\text{C}$ ) en Tonalá, Chiapas (1961-2013). Fuente: elaboración propia.

De seguir esta tendencia de crecimiento en la temperatura media anual, para los años 2050 y 2100, se esperarían incrementos en la temperatura máxima de  $0.6$  y  $1.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ , respectivamente, valores que se encuentran por abajo del escenario de  $2$  a  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$  para finales del siglo XXI propuesto por Méndez y Magaña (2010).

En el estado de Tabasco, Rivera *et al.* (2016) obtienen también para el periodo 1961-2010 una tendencia general creciente en la temperatura promedio anual con una tasa de 0.0171 °C/año, casi la misma tasa que la obtenida para Tonalá, Chiapas, lo cual muestra cierta tendencia regional en el sur de México.

## Variabilidad de la evaporación anual

La evaporación anual máxima se presentó en 2001 con 2 505.24 mm y la mínima en 1962 con 1 569.6 mm. Para el periodo de estudio (1961-2002), se obtiene una marcada tendencia creciente en la variabilidad interanual de la evaporación a una tasa de +11.35 mm/año, con un buen coeficiente de correlación  $R^2$  de 0.4495 (Figura 4). Para la región Istmo-Costa de Chiapas, Martínez (2007) estima una evapotranspiración potencial anual de 640 mm, e incrementos en la temperatura máxima de 0.6 y 1.2 °C en Tonalá, Chiapas, para 2050 y 2100, respectivamente. Asimismo, con incrementos en la temperatura de 1 a 3 °C, estima incrementos de evapotranspiración potencial anual de 40 mm. Una tendencia creciente en la evaporación anual implica mayor demanda de agua para el desarrollo de los cultivos (Ojeda, Sifuentes, Íñiguez, & Montes, 2011).



**Figura 4.** Variabilidad de la evaporación anual (mm) en Tonalá, Chiapas (1961-2013). Fuente: elaboración propia.

## Eventos hidrometeorológicos extremos: inundaciones y sequías

Los años que presentaron los eventos máximos diarios de precipitación fueron 1963, 1980, 2005, 2006 y 2013; los de evaporación máxima diaria: 1970, 1993, 2001, 2003, 2005 y 2008; y los de temperatura máxima diaria: 1962, 1969, 1997, 1998, 2002, 2004 y 2006 (Tabla 1).

**Tabla 1.** Eventos climatológicos extremos diarios en Tonalá, Chiapas (1961-2013). Fuente: elaboración propia.

| Año  | Prec. (mm) | Evaporación (mm) | Temperatura (°C) |  | Año  | Prec. (mm) | Evaporación (mm) | Temperatura (°C) |
|------|------------|------------------|------------------|--|------|------------|------------------|------------------|
| 1961 | 96.0       | 10.8             | 41.0             |  | 1986 | 107.1      | 14.8             | 39.0             |
| 1962 | 139.0      | 12.1             | 42.0             |  | 1987 | 75.8       | 15.1             | 40.5             |
| 1963 | 290.0      | 13.1             | 41.5             |  | 1988 | 214.8      | 15.6             | 41.0             |

|      |       |      |      |  |      |       |      |      |
|------|-------|------|------|--|------|-------|------|------|
| 1964 | 111.0 | 13.6 | 41.0 |  | 1989 | 208.5 | 16.1 | 40.0 |
| 1965 | 90.0  | 13.8 | 40.5 |  | 1990 | 75.1  | 12.7 | 39.0 |
| 1966 | 93.0  | 15.8 | 41.0 |  | 1991 | 105.3 | 13.5 | 39.0 |
| 1967 | 148.0 | 15.0 | 41.5 |  | 1992 | 82.2  | 15.0 | 42.0 |
| 1968 | 115.0 | 16.0 | 39.5 |  | 1993 | 171.7 | 17.2 | 40.0 |
| 1969 | 125.8 | 16.3 | 42.0 |  | 1994 | 85.0  | 14.3 | 39.5 |
| 1970 | 96.8  | 17.5 | 41.5 |  | 1995 | 230.6 | 13.8 | 40.5 |
| 1971 | 66.0  | N/D  | 38.5 |  | 1996 | 112.6 | 15.1 | 40.5 |
| 1972 | 88.2  | 15.3 | 41.0 |  | 1997 | 165.2 | 14.9 | 42.5 |
| 1973 | 151.0 | 14.0 | 41.0 |  | 1998 | 180.8 | 15.4 | 42.5 |
| 1974 | 142.8 | 14.4 | 39.0 |  | 1999 | 96.0  | 13.6 | 38.1 |
| 1975 | 54.2  | 12.6 | 41.5 |  | 2000 | 92.1  | 16.2 | 39.5 |
| 1976 | 79.8  | 13.2 | 41.0 |  | 2001 | 57.1  | 16.7 | 41.5 |
| 1977 | 84.0  | 15.7 | 41.0 |  | 2002 | 136.4 | 15.8 | 42.0 |
| 1978 | 82.9  | 15.3 | 40.1 |  | 2003 | 115.4 | 17.4 | 41.5 |
| 1979 | 74.8  | 15.6 | 40.5 |  | 2004 | 90.9  | 13.3 | 42.5 |
| 1980 | 257.5 | 14.3 | 41.0 |  | 2005 | 269.6 | 16.7 | 41.0 |
| 1981 | 217.1 | 14.3 | 40.5 |  | 2006 | 312.7 | 14.1 | 42.0 |
| 1982 | 125.4 | 14.5 | 39.5 |  | 2007 | 144.8 | 14.9 | 41.0 |
| 1983 | 76.0  | 12.2 | 40.0 |  | 2008 | 125.4 | 17.0 | 41.5 |
| 1984 | 149.6 | 15.1 | 39.0 |  | 2009 | 128.0 | N/D  | 41.0 |
| 1985 | 95.4  | 16.0 | 40.0 |  | 2013 | 255.0 | N/D  | N/D  |

## Variabilidad de la precipitación máxima diaria

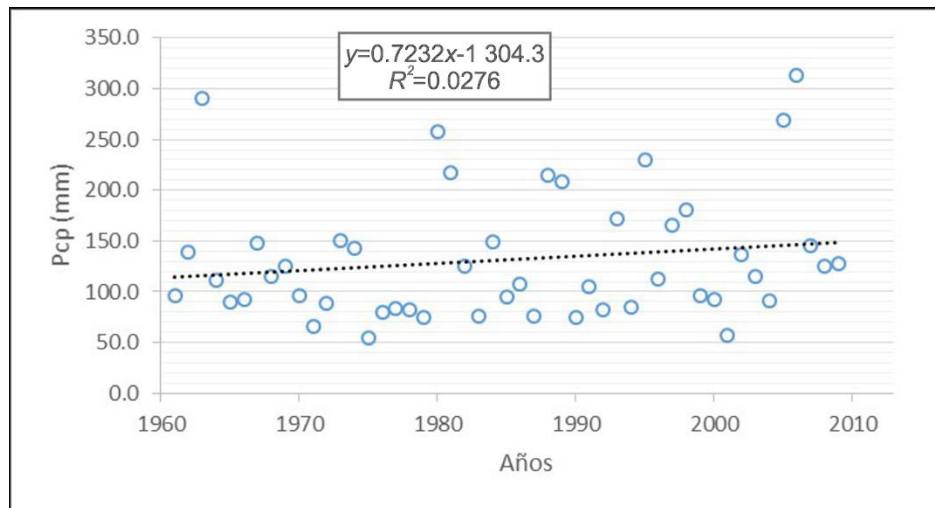
Los eventos de precipitación máxima diaria registrados fueron de 312.7 mm en 2006, de 290.0 mm en 1963, y de 269.6 mm en 2005 con el ciclón tropical *Stan* (Tabla 1). Por su parte, Escalante (2006) reporta para la estación Tonalá, Chiapas, como los años con lluvias más severas a 1963 y 1998, con láminas acumuladas en diez días cercanas a los 800 mm. En su análisis de precipitaciones diarias, en periodos de diez años para la misma estación, Imbach *et al.* (2013) reportan valores de precipitación diaria mayor de 150 mm (de 257.5 mm en 1980); sin embargo, en su estudio quedaron fuera años muy lluviosos: 2005, 2006 y 2013, con precipitaciones máximas diarias mayores de 260 mm

asociadas con el ciclón tropical *Stan* de octubre de 2005, y las tormentas tropicales *Bárbara* de mayo de 2013, e *Ingrid* y *Manuel* de septiembre del mismo año.

Se obtiene una tendencia general creciente en la variabilidad interanual de la precipitación máxima diaria con una tasa de +0.723 mm/año y una baja correlación ( $R^2 = 0.027$ ), con una gran variabilidad en los datos sin una tendencia bien definida (Figura 5). Para la precipitación máxima diaria, la función de mejor ajuste corresponde a la doble Gumbel, con un error estándar de 0.407. Las precipitaciones máximas diarias como las de 1963 de 290.0 mm o las máximas históricas registradas de 2006 con 312.7 mm corresponden a periodos de retorno ( $Tr$ ) de alrededor de 50 años (Tabla 2).

**Tabla 2.** Precipitaciones máximas diarias en Tonalá, Chiapas, ajustadas a la función Gumbel para diferentes periodos de retorno ( $Tr$ ). Fuente: elaboración propia.

| <b><math>Tr</math><br/>(años)</b> | <b>Prec. máx. 24<br/>horas (mm)</b> |
|-----------------------------------|-------------------------------------|
| 2                                 | 113.0                               |
| 5                                 | 181.5                               |
| 10                                | 245.3                               |
| 20                                | 275.7                               |
| 50                                | 309.3                               |
| 100                               | 333.1                               |



**Figura 5.** Variabilidad de la precipitación máxima anual (mm) en Tonalá, Chiapas (1961-2013). Fuente: elaboración propia.

### Gastos máximos de escurrimiento en el río Zanatenco

Los años con escurrimientos máximos en el río Zanatenco corresponden a 1963, 1966, 1975 y 1989. Para el río Zanatenco, la función de mejor ajuste corresponde a la Log Normal, con un error estándar de 46.974. El gasto máximo de escurrimiento se registró el 23 de septiembre de 1963 con 741.163 m<sup>3</sup>/s (SRH, 1969a; SRH, 1969b; Conagua, 2010), mismo que corresponde a un periodo de retorno ( $Tr$ ) cercano a los 100 años (Tabla 3).

**Tabla 3.** Gastos máximos de escurrimiento ajustados a la función Log Normal para diferentes periodos de retorno ( $Tr$ ) en el río zanatenco, Chiapas. Fuente: elaboración propia.

| $Tr$<br>(años) | Gastos<br>máximos<br>(m <sup>3</sup> /s) |
|----------------|------------------------------------------|
| 2              | 90.27                                    |
| 5              | 201.03                                   |

|     |        |
|-----|--------|
| 10  | 305.50 |
| 20  | 275.70 |
| 50  | 431.64 |
| 100 | 825.78 |

En su estudio hidrológico de la costa de Chiapas, Domínguez *et al.* (2006) incorporaron las estimaciones de gasto de escurrimiento provocado por el ciclón tropical *Stan* de octubre de 2005, con lo cual obtienen para el río Zanatenco los siguientes resultados: gasto de escurrimiento máximo ( $Q_{\text{máx}}$ ) de 741.2 m<sup>3</sup>/s; gasto de escurrimiento medio ( $Q_{\text{med}}$ ) de 158.5 m<sup>3</sup>/s; desviación estándar de 142.5, y coeficiente de variación de 0.90. Estos datos indican que el gasto de escurrimiento máximo estimado por el impacto de *Stan* en el río Zanatenco fue menor al registrado en septiembre de 1963; los autores ajustaron los datos a una función doble Gumbel para diferentes periodos de retorno ( $Tr$ ).

Los valores obtenidos en este trabajo son similares a los reportados por Domínguez *et al.* (2006), en particular para los periodos de retorno de 5 a 100 años, utilizados por lo general en el diseño de obras hidráulicas de protección contra inundaciones (Conagua, 2011; Ordaz, Torres, & Domínguez, 2013).

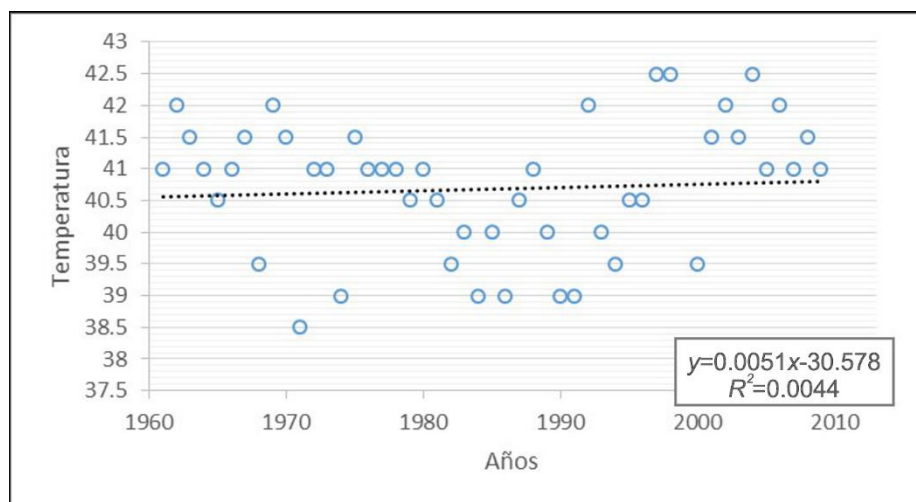
## Inundaciones

El impacto de los eventos hidrometeorológicos de septiembre de 1998 y del ciclón tropical *Stan* fueron particularmente significativos en la región. Ambos fenómenos evidenciaron el grado de vulnerabilidad de las comunidades de la Sierra Madre y costa de Chiapas (Arellano, 2010), en sobre todo de las comunidades costeras de la planicie, así como las de pescadores del municipio de Tonalá (Cuevas, 2009). De 2010 a 2013 se presentaron diez fenómenos climáticos en la región. Tales eventos están relacionados con el fenómeno de La Niña de 2010 y 2013, considerados de los años más lluviosos de la Sierra Madre de Chiapas.

## Variabilidad de la temperatura diaria máxima

Los eventos históricos de temperaturas máximas varían de 38.5 a 42.5 °C (Figura 6). Las temperaturas diarias máximas mayores de 42 °C se presentaron en 1962, 1969, 1997, 1998, 2002, 2004 y 2006 (Tabla 1).

A partir de 1997, los eventos de temperaturas máximas asociadas con sequías se han tenido con mayor frecuencia e intensidad en la región (Figura 6). Los eventos extremos de temperatura diaria de 1962 se asocian con el fenómeno de El Niño de 1962-1963, 1969, 1997-1998 y 2005.



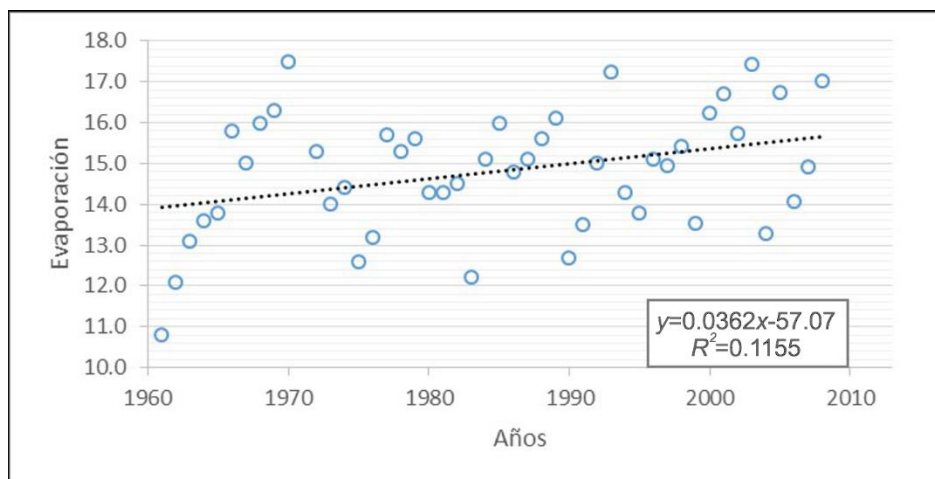
**Figura 6.** Temperatura extremas máximas diarias (°C) en Tonalá, Chiapas (1961-2009). Fuente: elaboración propia.

Imbach *et al.* (2013) reportan para el periodo de 1964-2003 valores de temperatura máxima mayores de 42 °C en febrero. Las temperaturas máximas superiores a los 41.5 °C no se presentaron de 1970 a 1992. Debido a que el valor de  $R^2$  del modelo lineal de regresión es muy bajo ( $R^2 = 0.0044$ ), los datos muestran una gran dispersión; sin embargo, se obtiene una tendencia creciente de 0.0051 °C/año. De seguir esta

tendencia, en los próximos 100 años se tendría un incremento de 0.51 °C (Figura 6). Por su parte, De la Mora *et al.* (2016) obtienen oscilaciones con tendencias crecientes en la temperatura máxima extrema, con temperaturas mayores a 38 °C, con promedios móviles de cuatro años, donde reportan temperaturas extremas mayores a 38 °C en 1986, 2003 y 2009.

### Evaporación máxima diaria

Los eventos máximos de evaporación diaria se presentaron en 1970, 1983, 1993, 2001, 2003, 2005 y 2008 (Tabla 1). La variabilidad interanual de la evaporación máxima diaria es creciente, con una tasa de 0.036 mm/año y una  $R^2 = 0.1155$  (Figura 7).



**Figura 7.** Evaporación máxima diaria (°C) en Tonalá, Chiapas (1961-2009). Fuente: elaboración propia.

A partir de 2001, los eventos de evaporación máxima diaria asociadas con sequías se han presentado con mayor frecuencia e intensidad en la región. Los eventos extremos de evaporación diaria de 1983 se relacionan con El Niño 1982-1983 y la de 2005 con El Niño de ese mismo año. Es importante anotar que la evaporación máxima no

necesariamente se presenta los días de máxima temperatura; la evaporación depende también de la radiación solar, humedad relativa y el viento.

## Sequías

La incidencia de sequía se vincula con las precipitaciones que se presentan por debajo de la media histórica en periodos de 2 a 10 años. Según los registros históricos de lluvia, para la estación de Tonalá, Chiapas, los años secos por debajo de 1 200 mm fueron los de 1975, 1977, 1987, 1994 y 2001.

Según el estudio de Conagua (2014) en Tonalá, Chiapas, en el periodo de 1961-2008, se han presentado 46 eventos de sequía moderada, 44 de sequía severa y seis de sequía extrema. Los eventos de sequía extrema se presentaron en 1971, 2000 y 2001. Sin embargo, los años de 1971 y 2000 reportados también en el estudio de Conagua (2014) con sequía extrema no cuentan con registros históricos completos de lluvia. Asimismo, Imbach *et al.* (2013) indican que en 2000, la estación Tonalá no tiene datos de lluvia completos, por lo que sólo reportan sequía extrema en 2001.

En su estudio de sequía realizado en el país, Velasco (2012) señala para la costa de Chiapas anomalías de lluvia anual que indican sequía en 1991, así como los periodos de sequía de 1992 a 1994, y de 1998 a 2002. Para Tiscareño *et al.* (1998), los años de 1963, 1965, 1969, 1972, 1982, 1987 y 1997 fueron años secos, con presencia del fenómeno El Niño. Según Magaña *et al.* (2004), los años El Niño de 1982-1983 y 1997-1998 fueron de lo más extremos en el siglo XX.

Los registros de lluvia corroboran como año seco 1987 (1 101.3 mm) asociado con el fenómeno El Niño de ese año; 2001 (1 168.1 mm), con el periodo seco del índice SPI de 1998-2002, asociado con El Niño de 1997-1998. Los años 2005 y 2010 fueron también de transición El Niño-La Niña, es decir, muy secos y muy lluviosos.

La sequía de 1997 a 1998 fue tan grave que se presentaron enormes pérdidas en la agricultura e impactos en 198 808 hectáreas de incendios

forestales en Chiapas; El Niño de 1997 a 1998 fue el evento climático más severo del periodo 1982-2000 en Chiapas, mismo que provocó un incremento significativo de las temperaturas máximas y el déficit de precipitación, con alteraciones en el ciclo hidrológico y, en consecuencia, de disponibilidad de agua (Magaña *et al.*, 2004; Gobierno del Estado de Chiapas *et al.*, 2011).

En la región Istmo-Costa, las temperaturas extremas del periodo 1997-1998 fueron las máximas registradas: 42.5 °C. De junio a octubre de 1997 se estimaron anomalías de precipitación de 10 a 50% por abajo del promedio de lluvia del cuatrimestre (Tiscareño *et al.*, 1998). El periodo de estiaje de 1998 fue particularmente deficitario en precipitación en Chiapas. Meses más tarde, debido a la transición del fenómeno El Niño a La Niña, se presentaron lluvias extremas en la región Sierra Madre y costa de Chiapas, que provocaron la contingencia hidrometeorológica de septiembre de 1998, con los impactos más severos que se han registrado en la historia reciente en la región Istmo-Costa.

Según los registros hidrométricos disponibles del río Zanatenco, en 11 de los 30 años de registro considerados en el periodo de estudio de 1963 a 2009 (lo que representa 33%), uno de casi cada tres años, el río se ha secado varios días en 1969, 1973, 1976-1978, 1982-1985, 1989, 2003-2008. Asimismo, se registraron gastos mínimos muy pequeños de un litro por segundo en 1979 y 1980.

En la costa de Chiapas, de enero a abril de 2016, se presentó una anomalía de precipitación de 50 a 75%; es decir, por debajo de la media histórica para los mismos meses (Conagua, 2016). En diferentes testimonios, la población local refiere como años particularmente secos 1973, 1998, 2002, 2015 y la temporada de secas 2016.

## Conclusiones

Los años secos y lluviosos guardan relación con la presencia de periodos de El Niño y La Niña en la región. Para el periodo 1961-2013, la variabilidad de la precipitación anual muestra una tendencia general

creciente, con una tasa de +3.61 mm/año. La temperatura media anual presenta una tendencia general creciente a una tasa de 0.0121 °C por año, lo cual equivale a un incremento promedio de 0.58 °C para el periodo de estudio de 48 años. De igual forma, la evaporación anual muestra una marcada tendencia creciente, con una tasa de +11.35 mm/año.

Las inundaciones están asociadas con los años con mayores precipitaciones, así como con los eventos de lluvia máxima diaria. Las sequías se relacionan con los años con menores precipitaciones, así como con temperaturas máximas y tasas de evaporación diarias extremas.

El año con el evento de lluvias extremas máximas diarias fue 2006, con 312.7 mm (periodo de La Niña). La mayor tasa de evaporación diaria extrema se presentó en 1970 (17.5 mm), comprendido entre los años de El Niño 1969 y 1972. La mayor temperatura máxima se registró en 1997 y 1998, con 42.5 °C (periodo de El Niño).

Los eventos extremos diarios de precipitación se presentaron en el periodo de 2005 a 2013; los de evaporación de 2001 a 2008, y los de temperatura de 1997 a 2006. Entonces, a partir de 1997, los eventos extremos de precipitación están asociados con inundaciones, así como los de evaporación y temperaturas lo están con sequías. Lo anterior coincide con la presencia de eventos climáticos extremos: precipitaciones de 2005 a 2013; evaporación de 2001 a 2008, y temperatura de 1997 a 2006.

Los eventos de temperaturas máximas vinculadas con sequías también se han presentado con mayor frecuencia e intensidad en la región. Los eventos extremos de temperatura de 1962 se relacionan con El Niño 1962-1963; el evento de 1969, con el fenómeno de El Niño de ese año; los de 1997-1998, con el fenómeno de El Niño de ese periodo, y las temperaturas máximas de 2004 y 2006 se asocian con El Niño de 2005.

Los registros de lluvia corroboran como año seco 1987 (1 101.3 mm) relacionado con el fenómeno de El Niño, así como 2001 (1 168.1 mm) con el periodo seco del SPI de 1998-2002 y con El Niño de 1997-1998. En el río Zanatenco, en 11 de los 30 años de registro (1963 a 2009), 1 de cada 3 años, el río se ha secado durante varios días.

## Agradecimientos

Agradecemos al Programa de Investigación en Cambio Climático de la UNAM el apoyo para realizar la investigación de la que se derivó este artículo.

## Referencias

- Arellano, J. L. (2010). Gestión integral de recursos hídricos para reducir la vulnerabilidad a deslizamientos e inundaciones en las cuencas de la Sierra Madre de Chiapas. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 2(1), 29-37.
- Arganis, M., Domínguez, R., Jiménez, M., & Guichard, D. (2010). Eventos extremos. En: Jiménez, B., Torregrosa, M., & Aboites, L. (eds.). *El agua en México: cauces y encauces* (pp. 563-594). México, DF, México: Academia Mexicana de Ciencias, Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales* (Bandas). México, DF, México: Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos (GASIR).
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011). *Manual para el control de inundaciones*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Programa de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía en la Cuenca de la Costa de Chiapas. Informe final*. Tuxtla Gutiérrez, México: Organismo de Cuenca Frontera Sur, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). Pronóstico climatológico y condiciones hidrometeorológicas en la región. Presentación en la *10ª Sesión Ordinaria del Consejo de Cuenca de la Costa de Chiapas*, Tapachula, Chiapas, 20 de mayo de 2016.
- Comisión Nacional del Agua, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto Estatal del Agua y Ayuntamiento de Tonalá. (2012). *Plan de Gestión Integral de la cuenca del río Tiltepec, Chiapas*. Tonalá, México: Comisión Nacional del Agua, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto Estatal del Agua y Ayuntamiento de Tonalá.
- Conanp, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (1999). *Programa de Manejo Reserva de la Biósfera La Sepultura*. México,

- DF, México: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Cuevas, J. (2009). Vivir el desastre. Análisis de la vulnerabilidad frente a inundaciones. El caso de una comunidad de pescadores en Chiapas. En: Vera, G. (coord.). *Devastación y éxodo. Memoria de Seminario sobre Reubicaciones por Desastres en México* (pp. 215-227). México, DF, México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, Secretaría de Desarrollo Social, Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología.
- De la Mora, O. C., Ruíz, C. J., Flores, L. H., Zarazúa, V. P., Ramírez, O. G., Medina, G. G., Rodríguez, M. V., & Chávez, D. A. (2016). Índices de cambio climático en el estado de Chiapas, México, en el periodo 1960-2009. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, Pub. Esp. (13), 2523-2534.
- Domínguez, M. R., Carrizosa, E. E., Fuentes, M. G., López, E. J., Herrera, A. J., & Echeverri, V. C. (2006). *Estudio para definir las obras de control contra inundaciones en las cuencas altas de los ríos del estado de Chiapas. Estudio hidrológico. Informe final* (Proyecto 6307). México, DF, México: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México para la Comisión Nacional del Agua.
- Escalante, C. (2006). Análisis del patrón de lluvias en la costa de Chiapas. *Quehacer Científico en Chiapas*, 1(1), 39-64.
- Gobierno del Estado de Chiapas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Embajada Británica, Instituto Nacional de Ecología, El Colegio de la Frontera Sur, Colegio de Posgraduados, Conservación Internacional. (2011). *Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural.
- Hill, H., Hadarits, M., Rieger, R., Strickert, G., Davies, E., & Strobbe, K. (2014). The invitational drought tournament: What is it and why is it a useful tool for drought preparedness and adaptation? *Weather and Climate Extremes*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.wace.2014.03.002>
- Imbach, A., Pérez, J., Ulloa, D., & Díaz, Á. (2013). *Análisis de la variabilidad climática en la costa de Chiapas, México*. Tuxtla Gutiérrez, México : Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, The Nature Conservancy, Ministerio Federal de Medio Ambiente de Alemania.

- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2013). *ERIC III. Extractor rápido de información climática. Ver 3.2*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Infante, S., & Zárate, G. (1984). *Métodos estadísticos. Un enfoque interdisciplinario*. México, DF, México: Editorial Trillas.
- Jiménez, M., Domínguez, R., & Cruz, M. (1997). *Manual de operación de los programas AX.AXE y CARACHID.EXE*. México, DF, México: Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- Magaña, V. (2004). El cambio climático global: comprender el problema. En: Martínez, J., & Fernández, A. (comp.). *Cambio climático: una visión desde México* (pp. 19-27). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Magaña, V., Matías, J., Morales, R., & Millán, C. (2004). Consecuencias presentes y futuras de la variabilidad y el cambio climático en México. En: Martínez, J., & Fernández, A. (comp.). *Cambio climático: una visión desde México* (pp. 203-213). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Martínez, P. (2007). *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México*. Jiutepec, Morelos: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Martínez, P., Patiño, C., & Tamayo, J. (2014). Análisis de tendencias climáticas en la cuenca baja del río Yaqui, Sonora, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 135-149.
- Méndez, J., & Magaña, R. (2010). Regional aspects of prolosced meteorological droughts over Mexico. *Journal Climate*, 23, 1175-1188.
- Merz, B., Aerts, J., Arnbjerg, K., Baldi, M., Becker, A., Bichet, A., Bloshi, G., Bouwer, I. M., Brauer, A., Cioffi, I. F., Delgado, J. M., Gocht, M., Guzzetti, F., Harrigan, S., Hirschboock, K., Kilsby, C., Kron, W., Kron, H. H., Lall, U., Merz, R., Nissen, K., Salvatti, P., Swierczynski, T., Ulbrich, U., Viglione, A., Ward, P. J., Weiler, M., Wilhelm, B., & Nied, M. (2014). Floods and climate: Emerging perspectives for flood risk assessment and management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14, 1921-1942.

- Montealegre, J. (2009). *Estudio de la variabilidad climática de la precipitación en Colombia asociada a procesos oceánicos y atmosféricos de meso y gran escala. Informe final*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Ojeda, W., Sifuentes, E., Íñiguez, M., & Montes, M. (2011). Impacto del cambio climático en el desarrollo y requerimientos hídricos de los cultivos. *Agrociencia*, 45, 1-11.
- Ordaz, M., Torres, M., & Domínguez, R. (2013). *Vulnerabilidad y riesgo por inundaciones*. México, DF, México: Colegio de Ingenieros Civiles de México, A. C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y Carso Infraestructura y Construcciones.
- Rivera, H. B., Aceves, N. L., Arrieta, R. A., Juárez, L. J., Méndez, A. J., & Ramos, A. C. (2016). Evidencias del cambio climático en el estado de Tabasco durante el periodo 1961-2010. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. Pub. Esp. (14), 2645-2656.
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *México. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México, DF, México: Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Serrano, V., Díaz, G., López, A., Cano, M., Báez, A., & Garrido, E. (2006). *Estadísticas climatológicas básicas del estado de Chiapas (periodo 1961-2003)* (libro técnico núm. 1). Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas, México: Campo Agrícola Experimental Centro de Chiapas del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.
- SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1969a). *Boletín Hidrológico*, (23), Costa de Chiapas.
- SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1969b). *Boletín Hidrológico*, (29), Coatzacoalcos.
- Tiscareño, L. M., Rosenberg, N. J., Legler, D. M., Ruíz, C. A., Shrivasan, R., Brown, R. A., García, M. G., Velázquez, V. M., & Izurralde, C. (1998). Algunos efectos del fenómeno El Niño en la agricultura mexicana. *Ciencia y Desarrollo*, 25(139), 3-12.
- Velasco, I. (2012). *Sequía y cambio climático en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Yevdjevich, Y. M. (1964). Statistical and probability analysis of hydrologic data. Part II. Regression and correlation analysis. Section 8-II. En: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology. A compendium of water-resources technology* (pp. 43-67). New York, USA: McGraw-Hill Book Company.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-11

Notas

## **Estimación de la disponibilidad hídrica en la cuenca del lago de Zirahuén**

### **Modeling water availability in Zirahuén Lake Basin**

Mauricio José Ríos<sup>1</sup>

Víctor Prado-Hernández<sup>2</sup>

Alejandro Romero-Bautista<sup>3</sup>

Delfino Reyes-López<sup>4</sup>

Fermín Pascual-Ramírez<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, [mauricio.jose@unicach.mx](mailto:mauricio.jose@unicach.mx)

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo, km. 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, Texcoco, Estado de México, [vpradoh@chapingo.mx](mailto:vpradoh@chapingo.mx), ORCID <http://orcid.org/0000-0001-6045-1661>

<sup>3</sup>Instituto Tecnológico del Valle de Morelia, carretera Morelia-Salamanca km. 6.5, Morelia, Michoacán, México, [aromero@itvallemorelia.edu.mx](mailto:aromero@itvallemorelia.edu.mx), ORCID <http://orcid.org/0000-0001-9490-9650>

<sup>4</sup>Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla de los Ángeles, Puebla, México, [delfino\\_reyes2001@yahoo.com.mx](mailto:delfino_reyes2001@yahoo.com.mx), ORCID <http://orcid.org/0000-0002-8360-0567>

<sup>5</sup>Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, [fpascualr@iies.unam.mx](mailto:fpascualr@iies.unam.mx), ORCID <http://orcid.org/0000-0002-1005-9597>

Autor para correspondencia: Fermín Pascual Ramírez,  
[fpascualr@iies.unam.mx](mailto:fpascualr@iies.unam.mx)

## **Resumen**

En la gestión del agua es fundamental conocer la disponibilidad hídrica al interior de las unidades de planeación y manejo hidrológico. En la cuenca del lago de Zirahuén, para mejorar el conocimiento de las variables del ciclo hidrológico, se empleó el modelo de simulación espaciotemporal en cuencas Soil-Water-Balance (SWB), apoyado en las características hidrodinámicas del suelo y cobertura, en conjunto con información climatológica diaria. Los resultados mostraron la influencia del uso del suelo en los escurrimientos y la recarga de acuíferos, que se reflejaron en la disponibilidad hídrica, la cual mostró retrocesos importantes con énfasis en el periodo 2009-2015. Al analizar los resultados con respecto a lo reportado en 2016, se encontró que el Índice de Aguas Subterráneas (IDAS) ha sido subestimado en 14.64%, en tanto que la Disponibilidad Relativa (DR) se ha subestimado por el 150% con respecto a los valores encontrados en este estudio. Finalmente, para mejorar la confiabilidad y la gestión del agua, se recomienda implementar estrategias de monitoreo de la cantidad, calidad y temporalidad del agua para verificar los resultados obtenidos.

**Palabras clave:** gestión del agua, escurrimiento, agua subterránea, balance hídrico, uso del agua.

## Abstract

In water management, it is essential to know the water availability within the hydrological planning and management units. To improve the knowledge of hydrological cycle variables in the Zirahuén Lake Basin we used the Soil-Water-Balance (SWB) spatiotemporal simulation model supported by the hydrodynamic characteristics of the soil and land cover, together with daily climatological information. Our results showed how land use influences runoff and recharge of aquifers reflecting in water availability estimates, which showed an important setback with an emphasis during the 2009-2015 period. When comparing our results with the official records reported in 2016, we found that the latter figures underestimated the groundwater index (GI) by 14.64% and the relative water availability index (RWAI) by 150% relative to the results of our study. We concluded that, to improve the reliability and management of water in the basin, it is recommend verifying our results by implementing strategies to monitor the quantity, quality, and temporality of water.

**Keywords:** Water management, runoff, groundwater, water balance, water use.

Recibido: 28/08/2017

Aceptado: 13/11/2018

## Introducción

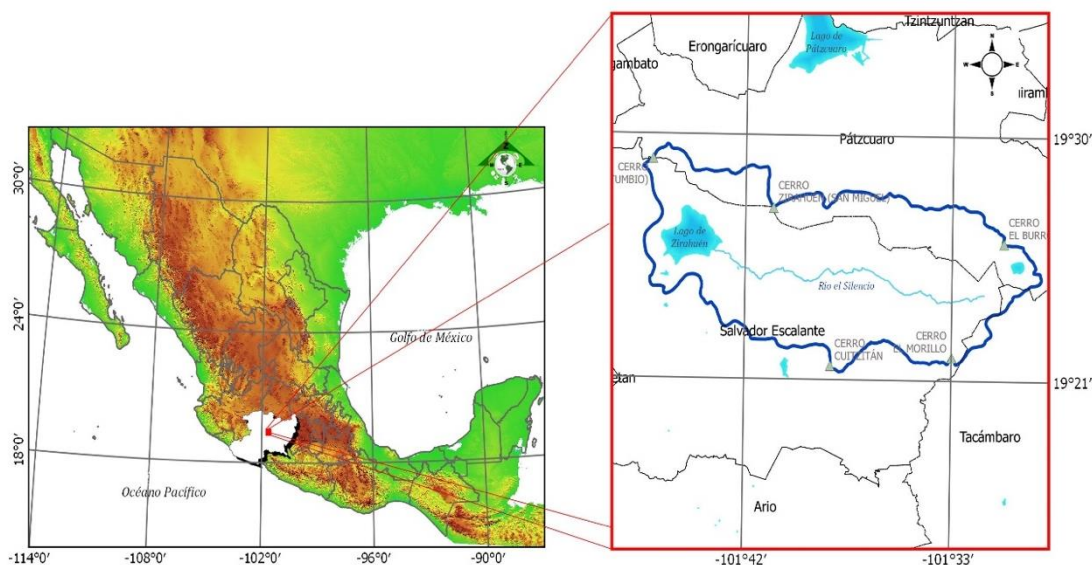
El agua y su disponibilidad constituyen la base del desarrollo de las sociedades, aunque su distribución adolece de relación con el crecimiento y expansión de la población, así como del desarrollo económico (Shiklomanov, 1998). La disponibilidad de agua renovable en México se presenta en proporción inversa con el desarrollo socioeconómico (Conagua, 2016a), generando zonas de mucha demanda sin información confiable sobre el funcionamiento del ciclo del agua.

El Balance Hídrico (BH) es el ejercicio de evaluación de los factores que intervienen en el ciclo del agua y existen métodos de cálculo desarrollados para diferentes escalas de observación (Sokolov & Chapman, 1974; Xu & Singh, 1998). El modelo Soil-Water Balance (SWB) (Dripps & Bradbury, 2007; Westenbroek, Kelson, Dripps, Hunt, & Bradbury, 2010), calcula los componentes del balance hídrico a nivel diario (Thorntwaite & Mather, 1957), aprovechando las ventajas de los Sistemas de Información Geográfica y calcula el balance hídrico espacial a nivel de la cuenca, requiere cinco variables: 1) precipitación y temperatura; 2) clasificación de uso de suelo y vegetación; 3) grupo hidrológico de suelo; 4) dirección de flujo, y 5) capacidad de retención de agua en el suelo. Realiza el cálculo de los escurrimientos utilizando el método de Curva Numérica del NRCS (NRCS, 1986). Se ha empleado con éxito en la estimación regional de la recarga de acuíferos subterráneos en la cuenca del lago Michigan y las cuencas de Wisconsin (Tillman, Gangopadhyay, & Pruitt, 2016).

Los análisis conjuntos de los elementos del balance hídrico y la demanda de agua comprometida permiten conocer la disponibilidad hídrica (Touhami *et al.*, 2014) que, en México, se estima utilizando la NOM-011-Conagua-2015 (Conagua, 2015), y sólo se pueden localizar de 2014 a la fecha con ausencia de información a diferentes épocas. Para mejorar la gestión del agua, ante la falta de información en el tiempo, los modelos de simulación permiten mejorar el conocimiento del balance hídrico (y disponibilidad) en cuencas; por ello, el objetivo de este trabajo fue emplear SWB en la estimación de la disponibilidad hídrica en la cuenca del lago de Zirahuén a diferentes épocas y analizar los índices de disponibilidad con respecto a los registros oficiales reportados en 2016.

## Materiales y métodos

El estudio se realizó utilizando la información geoespacial de la cuenca del lago de Zirahuén (19° 21' 09" y 19° 29' 50" N y, 101° 29' 11" y 101° 46' 21" O), en el estado de Michoacán de Ocampo (Figura 1); pertenece a la Provincia Fisiográfica Eje Neovolcánico y la subprovincia Neovolcánica Tarasca (INEGI, 2001).



**Figura 1.** Ubicación de la cuenca del lago de Zirahuén.

Se tomó información de la carta topográfica a escala 1:50 000 (INEGI, 2014) para generar un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) con resolución espacial de 100 m. Las coberturas de uso de suelo y vegetación (Tabla 1) fueron convertidas a matrices de datos de formato ráster ASCII a la misma resolución que el MDE, en el proceso de acondicionamiento de la información. Se utilizó una base de datos con información diaria de temperatura y precipitación, proporcionada por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) convertida a unidades inglesas.

**Tabla 1.** Síntesis de información utilizada.

| Tipo                      | Formato   | Versión                 | Escala    |
|---------------------------|-----------|-------------------------|-----------|
| Topográfico               | Vectorial | Serie III               | 1:50 000  |
| Edafología                | Vectorial | Serie II                | 1:250 000 |
| Límite de cuenca          | Vectorial | Edición 2               | 1:50 000  |
| Uso de suelo y vegetación | Vectorial | Serie I, II, III, IV, V | 1:250 000 |

|                             |         |      |     |
|-----------------------------|---------|------|-----|
| <b>Datos climatológicos</b> | Tabular | 2016 | N/A |
|-----------------------------|---------|------|-----|

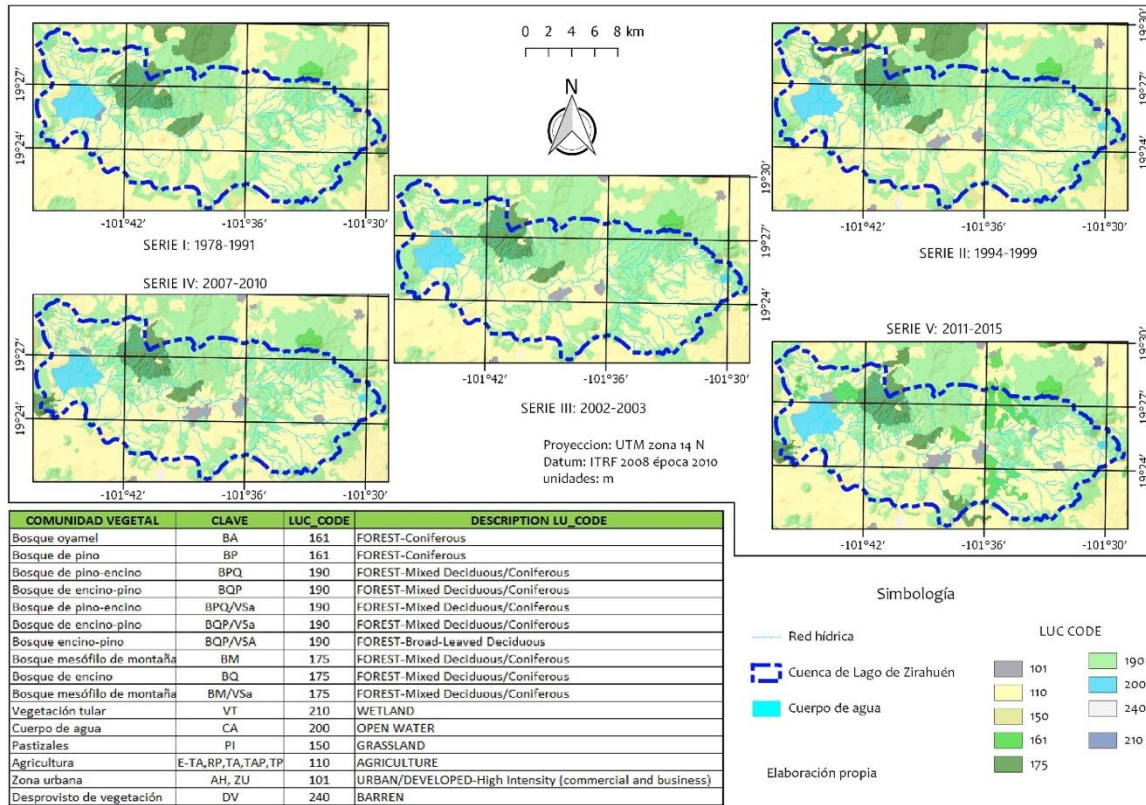
La evaluación de la variación espaciotemporal del balance hídrico se realizó para los años 1972, 1980, 1992, 2000, 2003, 2009 y 2015, con base en la fecha de publicación de cada serie de uso de suelo y vegetación, y la disponibilidad de registros climatológicos diarios. La evapotranspiración fue estimada utilizando datos de temperatura máxima y mínima (Hargreaves & Samani, 1985), considerando la disponibilidad de información meteorológica en los registros diarios.

Para calcular la disponibilidad hídrica (superficial y subterránea), se consultó la base de datos del Registro Público de Derechos del Agua (Repda) (Conagua, 216c), donde sólo se encontraron registros de volúmenes de descarga comprometidos del año 2000 en adelante, por lo que se hicieron los cálculos en periodo análogo. Para la descarga natural comprometida de aguas subterráneas se consideró el mismo valor ( $0.3 \text{ Mm}^3$ ) que en el polígono del acuífero 'Nueva Italia', pues el área de la cuenca se encuentra comprendida en dicho polígono. En cuanto al volumen de retorno del agua superficial, se asumió un criterio conservador al considerar constante el valor más bajo encontrado (2015) para el volumen de retorno ( $1.45 \text{ Mm}^3$ ).

El Índice de Aguas Subterráneas (IDAS) se calculó con base en los resultados obtenidos de la base de datos del Repda; en el Índice de Disponibilidad Relativa (DR) se utilizaron los datos reportados (Conagua, 2016b) en la cuenca, sustituyendo el valor del escurrimiento natural con la estimación encontrada en este trabajo.

En general, para el cálculo de la disponibilidad hídrica y los índices de disponibilidad (DR, IDAS) se procedió como lo marca la NOM-011-Conagua-2015. Los índices de disponibilidad (DR, IDAS) fueron calculados sólo para el año 2015 y comparados con los resultados oficiales reportado a principios de 2016 (Conagua, 2016b).

Las coberturas de uso de suelo fueron codificadas con base en la tabla de valores de referencia del modelo SWB (Westenbroek *et al.*, 2010), para convertirlas a formato ráster y generar mapas (Figura 2) sobre la dinámica del cambio de uso de suelo en los periodos de análisis.



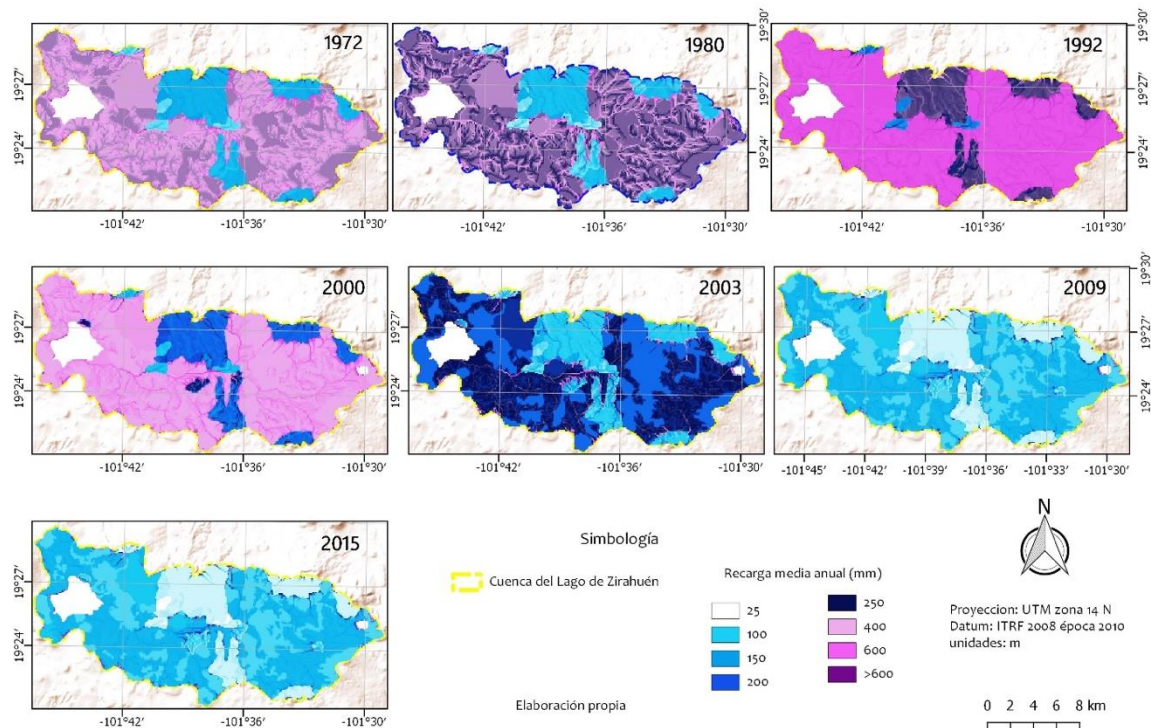
**Figura 2.** Cobertura de uso de suelo y vegetación codificados para SWB.

En la capa de unidades edafológicas y puntos de perfiles de suelos Serie II a escala 1:250 000 (INEGI, 2004), se identificaron cuatro unidades edáficas: andosoles, leptosoles, luvisoles y phaeozem. Con el cruce de la información de unidades edáficas y perfiles de suelo, se definieron tres clases texturales, una por grupo hidrológico (NRCS, 1986). Los suelos andosoles, de textura franco-arenosa, grupo hidrológico A con código 1; los leptosoles, textura franco-arcillosa-arenosa, grupo C y código 3; finalmente, luvisol y phaeozem, textura franco-arcillosa, grupo D, código 4.

Se utilizaron los valores de los componentes de la textura del suelo para asignar valores con base en las tablas de búsqueda por tipo de suelo (Thorntwaite & Mather, 1957). A los andosoles se les asignó el valor de 1.6; los leptosoles, 2.7, y luvisol y phaeozem, 3.

## Resultados

Las láminas unitarias de recarga (Figura 3) muestran que los mayores valores se presentaron en los años 1992 y 2000, en tanto que los años 2009 y 2015, presentan los valores más bajos. La porción central norte con cobertura de bosques tiene bajos valores de recarga debido a las altas pendientes que registran por la presencia de las mayores elevaciones.



**Figura 3.** Distribución espacial y temporal de la recarga.

Los valores de precipitación de 1972 fueron similares a 2015, pero los valores de recarga son del orden de tres veces menor en 2015 que en 1972 (Tabla 2), mostrando los efectos del cambio de uso de suelo.

**Tabla 2.** Componentes del balance hídrico en lámina unitaria mm/año.

| Año  | Precipitación | Recarga | Intercepción | Escurrimiento | ETP potencial |
|------|---------------|---------|--------------|---------------|---------------|
| 1972 | 999.00        | 178.82  | 26.92        | 484.12        | 1 238.25      |
| 1980 | 1 219.60      | 156.46  | 27.18        | 596.90        | 1 771.65      |
| 1992 | 1 922.10      | 415.80  | 32.51        | 935.23        | 1 560.07      |
| 2000 | 1 406.00      | 206.76  | 31.24        | 681.74        | 1 695.70      |
| 2003 | 1 071.80      | 107.70  | 44.45        | 519.68        | 1 555.50      |
| 2009 | 958.89        | 53.09   | 43.18        | 465.58        | 1 613.15      |
| 2015 | 999.50        | 45.21   | 41.40        | 487.43        | 1 636.27      |

La disponibilidad hídrica en la cuenca (Tabla 3) es el resultado del análisis minucioso de la base de datos del REPDA. En la demanda de agua subterránea se observa incremento entre el periodo de 2009 a 2015 por el 284%, motivado por el aumento en los volúmenes requeridos por la agricultura, que en el periodo pasó de 0.1033 a 0.3975 Mm<sup>3</sup>. En cuanto a la demanda de agua superficial, el abastecimiento público registró incrementos de 40% entre 2009 y 2015. Estos resultados, muestran que se está intensificando la presión sobre el agua al interior de la cuenca.

**Tabla 3.** Disponibilidad hídrica en millones de m<sup>3</sup>/año.

| Año  | R     | D1   | DH1   | E      | D2   | DH2    |
|------|-------|------|-------|--------|------|--------|
| 2000 | 56.52 | 0.10 | 56.12 | 186.36 | 0.75 | 187.06 |
| 2003 | 29.44 | 0.19 | 28.95 | 142.06 | 2.19 | 141.32 |
| 2009 | 14.51 | 0.18 | 14.03 | 127.27 | 2.44 | 126.29 |
| 2015 | 12.36 | 0.75 | 11.31 | 133.25 | 3.18 | 131.52 |

Nota: R, Recarga; D1, demanda/extracción subterránea; DH1, disponibilidad hídrica subterránea; E, escurrimiento; D2, demanda/extracción superficial; DH2, disponibilidad hídrica superficial.

## Discusión

Las diferencias en las láminas de recarga se explican por el cambio de uso de suelo (Figura 2) en el área de bosques, pastizales y agricultura, que afectaron la tasa de recarga. Se ha encontrado que los cambios de uso forestal hacia la agricultura afectan la conservación de suelo y agua, así como en la disminución de las tasas de infiltración (Sun *et al.*, 2018). En cuencas degradadas, como medida correctiva, la rotación de cultivos reduce la erosión hasta en 69% (Abdelwahab, Bingner, Milillo, & Gentile, 2014); por otro lado, la conversión de cobertura forestal del suelo a tierras de cultivo (agrícola o de pastoreo) produce reducciones en el carbono orgánico en suelos minerales y carbono en las raíces finas (Mendoza-Vega, Karlton, & Olsson, 2003). El cambio de uso de suelo en escenarios de cambio climático disminuye en 19% la descarga anual de escurrimientos y el flujo máximo en el verano hasta de 45% (Pijl, Brauer, Sofia, Teuling, & Tarolli, 2018).

El acuífero “Nueva Italia” tiene un IDAS de 0.82 y se clasifica en la zona de disponibilidad 4, con suficiente volumen para satisfacer las demandas de agua comprometidas en 2016 (Conagua, 2016b). En los cálculos utilizando los resultados de la simulación (2015) se encontró IDAS de 0.94, 14.16% más que lo calculado en las cifras oficiales para todo el acuífero. Analizando los volúmenes concesionados en el periodo 2000-2015 (Tabla 3) hay tendencia lineal con pendiente negativa que indica disminución en la cantidad de agua disponible del acuífero subterráneo en el tiempo.

Respecto al agua superficial, en los resultados de la simulación se observa tendencia decreciente, con un mínimo en 2009; a pesar de la aparente recuperación en 2015, los valores están por debajo de lo que aconteció en 2000 y 2003. Las cifras oficiales indican DR en 0.92, en zona de disponibilidad 1; sustituyendo los volúmenes de escurrimiento de agua obtenidos con SWB (Tabla 3), se obtuvo la DR en 2.32; esto es, 150% más que en las cifras oficiales, para ubicarse en la zona de

disponibilidad 2, por lo que tiene volumen suficiente para satisfacer las necesidades actuales y un margen para las necesidades futuras.

Los valores de escurrimientos aquí calculados ( $133.246 \text{ Mm}^3$  en 2015), son muy distantes de los considerados por Conagua ( $52.16 \text{ Mm}^3$ ) en la determinación de la disponibilidad, y se ha subestimado la capacidad de la cuenca, por lo que la disponibilidad de agua es de  $78.755 \text{ Mm}^3$ . Estas diferencias se deben principalmente al método utilizado para la estimación del escurrimiento; Conagua utiliza el método racional con resultados a nivel anual; SWB emplea el método de curva numérica en una solución geoespacial, considerando las particularidades de la topografía, así como el tipo y la cobertura del suelo, con lo que obtiene resultados del balance hídrico diario. Las diferencias en la temporalidad del cálculo permiten mayor sensibilidad en los resultados. En ambos procesos se obtiene información sobre la cantidad, dejando de lado las consideraciones en cuanto a la calidad del agua.

A pesar de contar con una modelación más fina, los alcances de este trabajo no se han verificado con aforos, pues hasta la fecha existe un vacío de información al respecto; de igual manera, la información sobre calidad del agua y distribución temporal es deficiente. SWB ha probado su utilidad en la simulación del ciclo hidrológico con resultados importantes en Estados Unidos de Norteamérica (Tillman *et al.*, 2016; Zhang, Felzer, & Troy, 2016), con variaciones de  $\pm 33 \text{ mm}$  al año en la estimación de la recarga; se ha encontrado alta confianza en los resultados de la modelación, a escala regional, cuando se utilizan datos a resolución mensual y anual (Han *et al.*, 2018). Los estudios sobre la aplicación del modelo SWB dan cuenta de su utilidad como herramienta para apoyar los procesos de gestión del agua en cuencas.

## Conclusiones

El uso del modelo SWB permitió realizar estimaciones del balance hídrico con buena aproximación en los flujos subterráneos y distantes en el flujo superficial del agua. Los análisis con respecto a la disponibilidad hídrica permitieron ajustar los valores de IDAS en 14.92% por encima

de las cifras oficiales y la DR en 150% más sobre lo oficial, como resultado de considerar las características biofísicas de la cuenca y la precipitación a resolución temporal diaria. Aunque la literatura reporta la utilidad de SWB en la estimación de la recarga, los resultados mostraron la urgente necesidad de implementar en la cuenca del lago de Zirahuén instrumentos y/o estrategias para el monitoreo de cantidad, calidad y temporalidad del agua para facilitar el proceso de gestión.

### Agradecimientos

Al Proyecto 6331 del II de la UNAM y al Proyecto PDCPN-2015-640. Se agradece el apoyo en el desarrollo y la revisión de resultados a la M. C. Rosalva Mendoza Ramírez del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

### Referencias

- Abdelwahab, O. M. M., Bingner, R. L., Milillo, F., & Gentile, F. (2014). Effectiveness of alternative management scenarios on the sediment load in a Mediterranean agricultural watershed. *Journal of Agricultural Engineering*, 45(3), 125. DOI: 10.4081/jae.2014.430
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *NOM-011-COAGUA-2015, Conservación del Recurso Agua*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016a). *Estadísticas del agua en México, edición 2016. Reporte*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016b). *Acuerdo por el que se dan a conocer las zonas de disponibilidad que corresponden a las cuencas y acuíferos del país para el ejercicio fiscal 2016*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016c). *Registro Público de Derecho del Agua (Repda)*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Dripps, W. R., & Bradbury, K. R. (2007). A simple daily soil-water balance model for estimating the spatial and temporal distribution of groundwater recharge in temperate humid areas. *Hydrogeology*

- Journal*, 15(3), 433-444. DOI: 10.1007/s10040-007-0160-6
- Han, W. S., Graham, J. P., Choung, S., Park, E., Choi, W., & Kim, Y. S. (2018). Local-scale variability in groundwater resources: Cedar Creek Watershed, Wisconsin, USA. *Journal of Hydro-Environment Research*, 20(April), 38-51. DOI: 10.1016/j.jher.2018.04.007
- Hargreaves, G., & Samani, Z. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99. DOI: 10.13031/2013.26773
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). *Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Escala 1:1,000,000. Serie I*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2004). *Guía para la interpretación de cartografía: Edafología*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Conjunto de datos vectoriales topográficos. Escala 1:50,000. Serie III*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Mendoza-Vega, J., Karlton, E., & Olsson, M. (2003). Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 191-206. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00439-5
- NRCS, Natural Resource Conservation Service. (1986). *Urban Hydrology for Small Watersheds TR-55. USDA Natural Resource Conservation Service Conservation, Engineering Division Technical Release 55*. Recuperado de [https://doi.org/Technical Release 55](https://doi.org/Technical%20Release%2055)
- Pijl, A., Brauer, C. C., Sofia, G., Teuling, A. J., & Tarolli, P. (2018). Hydrologic impacts of changing land use and climate in the Veneto lowlands of Italy. *Anthropocene*, 22, 20-30. DOI: 10.1016/j.ancene.2018.04.001
- Shiklomanov, I. A. (1998). *World water resources- A new appraisal and assessment for the 21st century. Report*. DOI: 10.4314/wsa.v30i4.5101
- Sokolov, A., & Chapman, V. (1974). Methods for water balance computations. An international guide for research and practice.

- The UNESCO Press*, 23. DOI: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- Sun, D., Yang, H., Guan, D., Yang, M., Wu, J., Yuan, F., Jin, C., Wang, A., & Zhang, Y. (2018). The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 626, 1394-1401. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.104
- Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and water balance. *Publications in Climatology*, 10(3), 185-311.
- Tillman, F. D., Gangopadhyay, S., & Pruitt, T. (2016). Changes in groundwater recharge under projected climate in the upper Colorado River basin. *Geophysical Research Letters*, 6968-6974. DOI: 10.1002/2016GL069714
- Touhami, I., Andreu, J. M., Chirino, E., Sánchez, J. R., Pulido-Bosch, A., Martínez-Santos, P., Moutahir, H., & Bellot, J. (2014). Performances comparées de modèles de bilan hydrique des sols pour le calcul de la recharge d'aquifères en conditions semi-arides. *Hydrological Sciences Journal*, 59(1), 193-203. DOI: 10.1080/02626667.2013.802094
- Westenbroek, M. S., Kelson, V. A., Dripps, W. R., Hunt, R. J., & Bradbury, K. R. (2010). SWB — A modified Thornthwaite-mather soil-water-balance code for estimating groundwater recharge. *US Geological Survey Techniques and Methods*, 6-A31. DOI: 10.1017/CBO9781107415324.004
- Xu, C., & Singh, V. P. (1998). A review on monthly water balance models for water resources investigations. *Water Resources Management*, 12(1), 31-50.
- Zhang, J., Felzer, B. S., & Troy, T. J. (2016). Extreme precipitation drives groundwater recharge: The Northern High Plains Aquifer, central United States, 1950–2010. *Hydrological Processes*, 30(14), 2533-2545. DOI: 10.1002/hyp.10809