



Tecnología y Ciencias de 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: Luis E. Rendón.

Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña

Director general del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe

Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía

Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Deltares, Holanda

Editora en Calidad del Agua

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

Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Jaime Garatuzza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua

Editor en Hidráulica

Dr. Patricio Catalán
Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile

Editor en Hidrología

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

Editor en Innovación Científica y Tecnológica

Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico

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

Coordinación editorial y cuidado de edición

Lic. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

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

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. 11, núm. 2, marzo-abril de 2020, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200.

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

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

Artículos

Articles

Un análisis de la escasez de agua en una ciudad sujeta a sequías: el caso de la ciudad de Ensenada, Baja California, México Lázaro S. Elizondo Leopoldo G. Mendoza-Espinosa	<i>An analysis of water scarcity in a drought prone city: The case of Ensenada, Baja California, Mexico</i> Lázaro S. Elizondo Leopoldo G. Mendoza-Espinosa	1
Innovación social y aportaciones al derecho humano al agua en hogares de la mixteca poblana Ignacio Ocampo-Fletes	<i>Social innovation and contributions to the water human right in the Mixteca Poblana households</i> Ignacio Ocampo-Fletes	56
Determinación experimental de la rugosidad equivalente e inicio de movimiento para fondo uniforme Klever Izquierdo-Ayala Juan Antonio García-Aragón Humberto Salinas-Tapia Carlos Díaz-Delgado	<i>Experimental determination of equivalent roughness and motion initiation for uniform bed</i> Klever Izquierdo-Ayala Juan Antonio García-Aragón Humberto Salinas-Tapia Carlos Díaz-Delgado	105
Diseño gráfico para la materia orgánica y el tiempo de retención en lagunas facultativas Facundo Cortés-Martínez Alejandro Treviño-Cansino Ma. Aracelia Alcorta García Julio Gerardo Lozoya Vélez	<i>Graphic design for organic matter and retention time in facultative lagoons</i> Facundo Cortés-Martínez Alejandro Treviño-Cansino Ma. Aracelia Alcorta García Julio Gerardo Lozoya Vélez	158
Evaluación de eco-eficiencia de tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas en Chile Valentina Abello-Passteni Edmundo Muñoz Alvear Sebastián Lira Elizabeth Garrido-Ramírez	<i>Eco-efficiency assessment of domestic wastewater treatment technologies used in Chile</i> Valentina Abello-Passteni Edmundo Muñoz Alvear Sebastián Lira Elizabeth Garrido-Ramírez	190
Cambio climático y retroceso glaciar en la Cordillera Huaytapallana, Perú Wilfredo Bulege-Gutiérrez María Custodio	<i>Climate change and glacier retreat in the Huaytapallana Mountain Range, Peru</i> Wilfredo Bulege-Gutiérrez María Custodio	229

 Contenido

Notas

Modelo de simulación para el drenaje agrícola
subterráneo
Manuel Zavala
Heber Saucedo
Carlos Fuentes

Evaluación ecotoxicológica de aguas residuales
industriales del Centro de Bioactivos Químicos (Santa
Clara, Cuba) en *Artemia* sp.
Osmany Marrero
Zoe Castañedo
Yaset Rodríguez
Edisleidy Aguila
Mirieisy Seijo
Alex Alberto Dueñas

Variación espacio-temporal de arsénico y flúor en el
agua subterránea de la ciudad de Durango, México
Diego Armando Martínez-Cruz
María Teresa Alarcon-Herrera
Liliana Reynoso-Cuevas
Luis Arturo Torres-Castañón

Los retos del agua en México
Felipe Ignacio Arreguín-Cortés
Mario López-Pérez
Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes

 Contents

Notes

*Simulation model for subsurface agricultural
drainage* 262
Manuel Zavala
Heber Saucedo
Carlos Fuentes

*Ecotoxicological evaluation of wasterwaters from
Centro de Bioactivos Químicos (Santa Clara, Cuba)
in Artemia sp.* 291
Osmany Marrero
Zoe Castañedo
Yaset Rodríguez
Edisleidy Aguila
Mirieisy Seijo
Alex Alberto Dueñas

*Space-time variation of arsenic and fluoride in
groundwater in the city of Durango, Mexico* 309
Diego Armando Martínez-Cruz
María Teresa Alarcon-Herrera
Liliana Reynoso-Cuevas
Luis Arturo Torres-Castañón

Water challenges in Mexico 341
Felipe Ignacio Arreguín-Cortés
Mario López-Pérez
Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-01

Articles

**An analysis of water scarcity in a drought prone city:
The case of Ensenada, Baja California, Mexico**
**Un análisis de la escasez de agua en una ciudad sujeta
a sequías: el caso de la ciudad de Ensenada, Baja
California, México**

Lázaro S. Elizondo¹

Leopoldo G. Mendoza-Espinosa², ORCID: 0000-0002-7795-3665

¹Alumni, PhD in Environment and Development, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Mexico, lazaro.elizondo@gmail.com

²Professor, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Mexico, lmendoza@uabc.edu.mx

Corresponding author: Leopoldo G. Mendoza-Espinosa,
lmendoza@uabc.edu.mx

Abstract

The city of Ensenada depends on groundwater, particularly from the Maneadero and Guadalupe aquifer for water supply for agricultural irrigation, urban use, and to support a range of ecosystem functions. Due to intensive extraction, the aquifers' water levels are decreasing and there is water scarcity in the area. Among the solutions implemented by the state of Baja California government is the construction of a desalination plant in Ensenada to meet urban demand, the construction of a new aqueduct to transport water from the Colorado River-Tijuana and the implementation of water reuse for irrigation and aquifer's infiltration. This paper aims to analyze the potential alternatives to mitigate water scarcity in Ensenada region, Baja California, by comparing the costs of water management alternatives and discussing possible solutions. It was found that the use of treated wastewater for irrigation and aquifer's injection could restore aquifers overused at the long term and is more cost-effective from an environmental and economic point of view. Transporting water from Colorado River-Tijuana-aqueduct Ensenada and the construction of a seawater desalination plant are important steps towards provisioning water to Ensenada yet are less desirable due to their environmental impact and the dependency on an already highly impacted watershed.

Keywords: Water management, Ensenada, Baja California, water scarcity.

Resumen

La ciudad de Ensenada depende de agua subterránea, en particular de los acuíferos de Maneadero y Guadalupe como fuente de agua para irrigación agrícola, uso urbano y como soporte para un rango de funciones ecosistémicas. Debido a su alta tasa de extracción, los niveles de los acuíferos han disminuido y existe escasez de agua en la región. Entre las soluciones implementadas por el gobierno del estado de Baja California está la construcción de una planta desaladora en Ensenada, para suplir agua para uso urbano; la construcción de un nuevo acueducto para traer agua del sistema río Colorado-Tijuana, y la implementación de reúso de agua para irrigación e infiltración de acuíferos. El objetivo de este estudio es analizar tales alternativas para mitigar la escasez de agua en la región de Ensenada, al comparar sus costos y discutir posibles soluciones. Se encontró que el reúso de agua residual tratada para irrigación e infiltración de acuíferos podría restaurar los efectos de la sobreexplotación de los acuíferos a largo plazo y es la más costo-efectiva desde los puntos de vista económico y ambiental. La construcción de una planta desaladora y transportar agua desde el acueducto Río Colorado-Tijuana son importantes pasos para proveer agua a Ensenada, pero son menos adecuados por el impacto ambiental que pudiera causar y su dependencia a una cuenca altamente impactada.

Palabras clave: manejo del agua, Ensenada, Baja California, escasez del agua.

Received: 28/03/2018

Accepted: 11/04/2019

Introduction

Water scarcity is growing worldwide, affecting more than 40% of people globally (WHO & UNICEF, 2015). Salinization and pollution of watercourses and bodies, and degradation of water-related ecosystems are rising (FAO & Earthscan, 2011). Water scarcity hinders the sustainability of natural resources as well as economic and social development (United Nations, 2015). More than 700 million people worldwide still lack access to reliable and safe drinking water sources. Moreover, climate change over the 21st century is projected to reduce renewable surface water and groundwater resources in most dry subtropical regions, intensifying competition for water among sectors leading to drought, water scarcity, sea-level rise and storm surges (Treidel, Martin-Bordes, & Gurdak, 2012). Sustainable groundwater management in the future requires groundwater to be used in a manner

that can be maintained for an indefinite time without having unacceptable environmental, economic or social consequences (Kløve *et al.*, 2014).

According to FAO and Earthscan (2011), water scarcity has three dimensions: physical (when the available supply does not satisfy the demand), infrastructural (when the infrastructure in place does not meet water demand for all users) and institutional (when institutions and legislations fail to ensure reliable, secure and equitable supply of water to users). Only a careful analysis of the cost-effectiveness of each options allows for better identifying the most promising sources or gains in water demand management (FAO, 2012). To Ward and Michelsen (2002), the nature of problems involving water is typically one of conflict among alternatives stemming from economic scarcity rather than physical shortages.

Groundwater extraction supports a range of agricultural, industrial and household water uses around the world. Conversely, non-extracted groundwater stocks can provide services such as acting as a barrier against seawater intrusion or supporting natural flows critical to the functioning of ecological communities, and can have an option value for future uses such as buffering periodic shortages in surface water supplies (Qureshi, Reeson, Reinelt, Brozović, & Whitten, 2012). Groundwater is a finite resource as aquifers have limited capacity and natural recharge is often lower than extraction rates. A common failure in many groundwater management approaches is to view an aquifer

merely as a source of groundwater; in other words the provision of water is regarded as the sole benefit derived from the aquifer. Failure to recognize the variability and range of these physical limits and the range of services that groundwater and aquifers provide result in ineffective management responses (FAO, 2003).

While the demand for irrigation continues to increase in many regions, demand for municipal and industrial uses is increasing many times faster. When water uses approach or exceed renewable supplies or developing new water resources becomes increasingly expensive, an increasingly common response to water shortages has been reallocation of water from irrigated agriculture —by far the largest water user— to non-agricultural water uses, particularly in urban areas. Such reallocations pose potentially adverse consequences for equity, environmental sustainability, and the livelihoods of the rural poor (Meinzen-Dick & Ringler, 2008).

As freshwater sources become scarcer, reclaimed water (wastewater receiving some form of treatment) reuse is becoming an attractive option for conserving and expanding available water supplies. Reclaimed water can have many applications, including irrigating farmland, aquaculture, landscape irrigation, urban and industrial uses, recreation, environmental uses and groundwater recharge. However, appropriate treatment or alternative safety precautions are necessary to prevent adverse health and environmental impacts (Ganoulis, 2012; Baghapour, Nasser, & Djahed, 2013).

The use of reclaimed wastewater in agriculture is an option that is increasingly being investigated and taken up in arid and semi-arid regions with water scarcity, growing urban populations and growing demand for irrigation water, for instance: Israel, Palestine, India, Pakistan, China and several other countries (Winpenny, Heinz, & Koo-Oshima, 2010). Benefits of agricultural reuse of wastewater are expressed when agricultural production is maintained while water sources and environmental quality are preserved. In this way, negative effects on surface and groundwater are decreased (Haruvy, 1998). Worldwide, it is estimated that more than 330 km³ per year of municipal wastewater are produced which would be enough to irrigate and fertilize millions of hectares of crops (Hernández-Sancho, Lamizana-Diallo, Mateo-Sagasta, & Qadir, 2015). Only about 20% of generated wastewater undergoes treatment in Latin-American countries and in Mexico an estimated 70 000 ha are irrigated with treated wastewater and 190 000 with untreated wastewater (Sato, Qadir, Yamamoto, Endo, & Zahoor, 2013).

Water management in Mexico

Common characteristics of Mexico, and most Latin American countries, are an extremely limited formal institutional capacity to manage water resources; moreover, effective implementation of existing management instruments is not very high on political agendas. Such limitations cause problems that include inefficient public administration, widespread informality, weak regulatory institutions, low levels of participation, coordination, transparency, credibility and accountability, unstable and insufficient financing, corruption, fragmented and outdated water legislation, lack of technical capacity, implementation agencies and service providers with politicized and weak governance, and insufficient information (Barkin, 2011).

Mexico has very uneven water availability, with an arid northern half that is seriously water constrained, and a southern half that is less constrained but with problems such as pollution and inefficient use of water (Conagua-OECD-IMTA, 2010). The legal framework for managing water resources emanates from the country's Constitution which establishes that the federal government is the owner of all water resources in Mexico, while local governments are responsible for delivering water and sanitation services. The National Water Law further implements this framework through a federal agency —the National Water Commission (Conagua, for its acronym in Spanish)— with responsibility for leading and coordinating water resource management. Any use of national water resources (both extraction and discharge) requires a permit from Conagua. As a result, water policy is *de facto*

dictated from the federal government, top-down approach, through federal programs that transfer resources to states, and water tariffs rarely covers operation and maintenance costs (OECD, 2013).

Federal and state regulations, although adequate on paper, are not easily enforced. The implementation of national and state-level policies at the local or grass-root level is inefficient (Pombo, Breceda, & Aragón, 2008). Reducing overexploitation of aquifers requires consensus across sector and water users or accompanying measures to manage tradeoffs. Without consensus, progress cannot be achieved and this has not been reached effectively in Mexico (Durham, Rinck-Pfeiffer, & Guendert, 2003; OECD, 2013).

To Pombo *et al.* (2008), the unequal distribution of water among the various productive sectors, low water use efficiency, and the lack of local public policies are factors that affect the sustainable use of this resource. According to Asad and Garduño (2005), the roots of water resource problems in Mexico are over concession, unsustainable patterns of extraction, and lack of measurement, regulation and actions to enforce the concession titles.

In Mexico, local groundwater management user groups or Comité Técnico de Aguas Subterráneas (Cotas), have existed for more than 18 years. The fundamental goal of the Cotas (as conceived) is to provide the social foundation to promote measures to slow down, and eventually eliminate, aquifer depletion. They have been able to promote awareness-raising activities and also, to some extent, water-saving

investments, yet there are very few Cotas that have as yet decided to restrict total water use of the aquifer or take active steps towards its stabilization (Kemper, 2007; Foster, Kemper, & Garduño, 2004). Moreover, it is clear from the experience to date that the Cotas cannot achieve this goal alone, but neither could the 'water administration' achieve it without the Cotas (Kemper, 2007).

If institutional mechanisms within governments and other governance structures continue to follow narrow objectives along sector-specific mandates, fundamental disconnects will continue to occur (UNESCO, 2015). The failure from local (municipal), state and federal governments in the implementation of actions to protect these natural resources has caused water shortages in many places in Mexico, including the Ensenada region.

Water management decisions for the city of Ensenada, Baja California, have not been entirely based on technical or scientific data. The focus of the present study is to analyze the potential alternatives to mitigate water scarcity in the city of Ensenada, based on the cost of each alternative which include seawater desalination, transporting water from the Colorado River-Tijuana aqueduct and reuse of treated wastewater for irrigation and aquifer's infiltration. It is expected that by providing an analysis and comparison of the costs of the various water management alternatives for the region it will positively influence policy decision-makers on the management of the resource.

Study area

The city of Ensenada and the agricultural valleys of Maneadero and Guadalupe are located northwest on the state of Baja California, Mexico. The area has a Mediterranean climate, dry summers and winter rainfall. The annual rainfall is 248 mm (Daesslé *et al.*, 2005). Within the Guadalupe valley two small towns are located, El Porvenir and Francisco Zarco with an overall population of 7 867 habitants (hab) in 2010 (OIEDRUS, 2015). Francisco Zarco has a small wastewater treatment plant yet only 1% of the population is connected. The vast majority has latrines at home. Ten wells have been historically used by the Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) to provide a maximum of 200 l/s for urban demand of Ensenada City (personal communication with Mr. Fernando Domínguez, Technical Operations, CESPE) However, since 2013 only approximately 40 l/s have been used for this purpose and since the beginning of the year 2017, they have completely stopped supplying the city of Ensenada altogether.

On the other hand, the Maneadero valley (officially named Rodolfo Sanchez Taboada) is 10 km south of the city of Ensenada. Its population in 2010 was 30 656 hab. (OIEDRUS, 2015). It has a wastewater treatment plant operated by CESPE and only 12.7% of the population is

connected to the sewerage system. The Maneadero aquifer supplies approximately 190 l/s to the city of Ensenada for urban use (Figure 1).

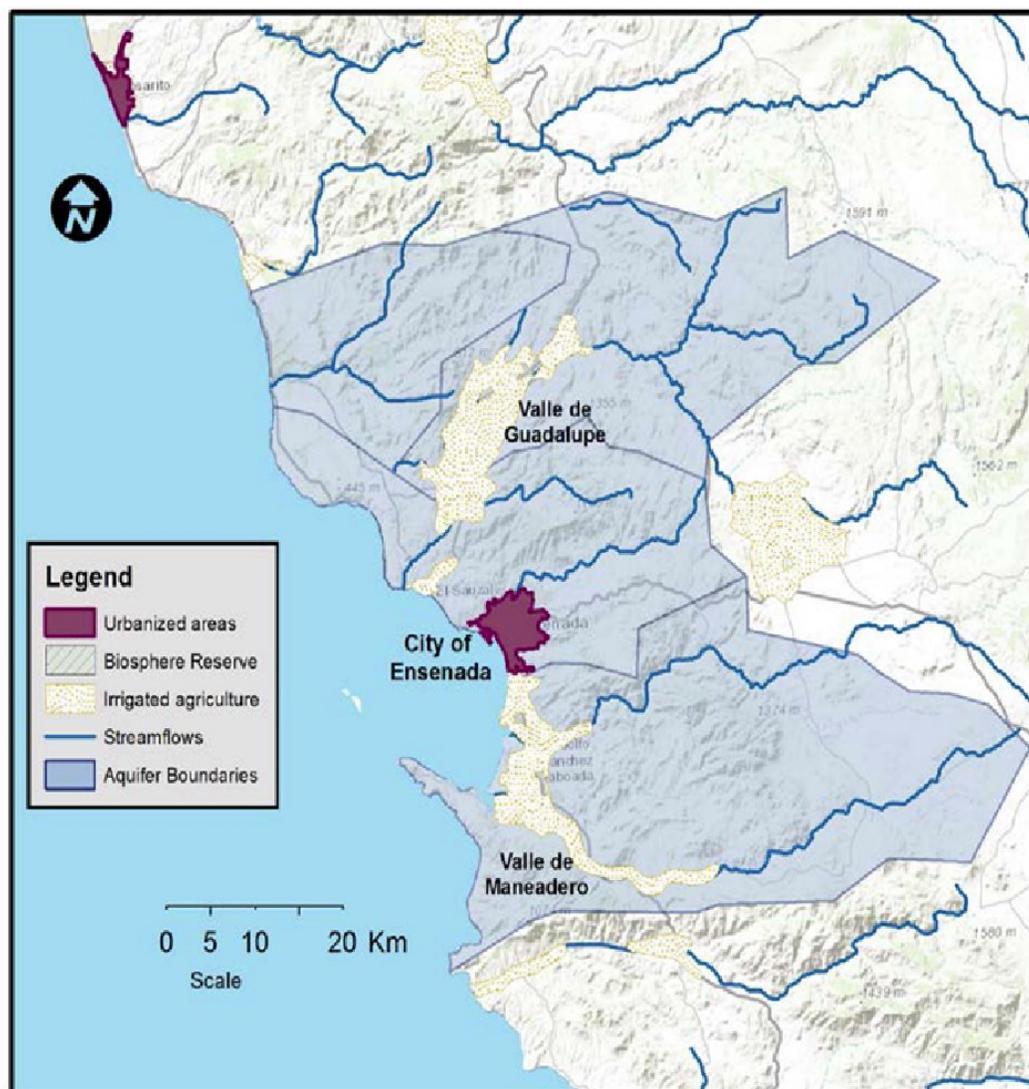


Figure 1. City of Ensenada and the valleys of Guadalupe and

Manadero, Baja California, Mexico. Source: Medellín-Azuara *et al.* (2013).

The water demand for the city of Ensenada is expected to increase in the following years as the population growth also increases (Figure 2).

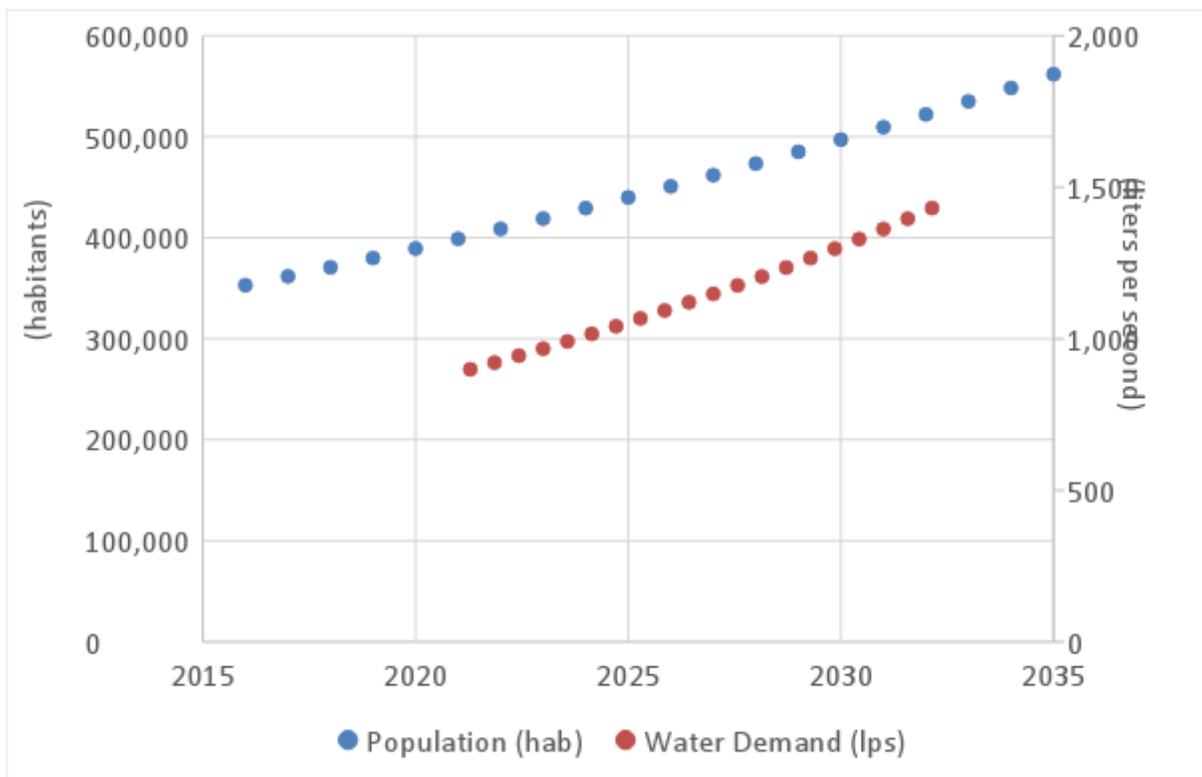


Figure 2. Population and water demand for the city of Ensenada, Baja California, Mexico, 2015-2035. Source: Built with information from CEA (2017).

Guadalupe Valley is the main producer of grapes for wine production in Mexico. According to the Agriculture Secretary of Baja California (OIEDRUS, 2015), perennial agriculture in 2015 was 2 368 ha of which 81.9% (1 940 ha) were grapes and 18.1% (428 ha) are other crops such as olives, oranges and lemons and alfalfa.

On the other hand, according to data from the Agriculture Secretary of Baja California (OIEDRUS, 2015), in 2015 in the Maneadero valley the total surface cultivated was 3 756 ha from a historically maximum of 9 000 ha just 15 years ago. This implies a drastic decrease in the agriculture in the area of Maneadero due to poor water quality (salinization). In Maneadero the main crops cultivated are fodder, flowers, cucumber and zucchini.

Currently the city of Ensenada has an urban demand of 920 l/s, yet supply is only 745 l/s (personal communication with Mr. Fernando Domínguez, Technical Operations; CESPE). By 2030 demand will grow to 1 266 l/s so assuming that current water availability remains constant, the deficit will increase to 418 l/s. Currently, the Guadalupe and Maneadero aquifers are already overexploited. Future water supply in this region is uncertain due to low rainfall, aquifer overdraft, and aquifer saline intrusion (Medellín-Azuara, Mendoza-Espinosa, Pells, & Lund, 2013; Mendoza-Espinosa, Acosta-Zamorano, De la Barca, & Cabello-Pasini, 2015).

Within the area of study there are six wastewater treatment plants (WWTP) operated CESPE: El Naranjo, El Sauzal, El Gallo, Maneadero, Noreste and Francisco Zarco. Total wastewater produced by all plants is estimated at 22 043 664 m³ per year (personal communication with Mr. Fernando Domínguez, Technical Operations; CESPE). In Maneadero, approximately 120 l/s of reclaimed water from El Naranjo WWTP is reused for irrigation of 200 ha of flowers and fodder (Mendoza-Espinosa & Daesslé, 2018).

In 2018, a seawater desalination plant initiated operation to produce 250 l/s of water for urban use, with plans to expand to 500 l/s by 2024.

Methodology

The costs estimated for the alternatives recommended were calculated based on literature review of different case studies worldwide and Mexico. The digital databases at the Autonomous University of Baja California (UABC) were used for information gathering. The following databases were consulted: Bio One, Elsevier, Asss Science, Scopus,

Springer, Google Scholar, World Bank and Cepal. Prices were adjusted from 2016 prices using the average Mexican peso United States Dollar conversion for 2016, which was 18.68 pesos per US dollar. For data from 2017, the conversion rate used was 18.84 pesos per US dollar.

A set of 10 interviews were carried out between May and July 2016 with public servants of the federal water agency (Conagua), the local water utility in charge of drinking water and sanitation (CESPE), the federal agricultural agency (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Sagarpa), the state of Baja California agricultural agency (Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Sedagro), as well as with Maneadero's and Guadalupe's Cotas and farmers with water concessions. Also, the engineer in charge of building the seawater desalination plant in Ensenada was interviewed. The main focus of the interviews was to know their perception on water management for the city of Ensenada. The questions were open and related to water resource management in the area, challenges, alternatives to mitigate water scarcity (for instance, transporting water from the Colorado River Tijuana aqueduct to Ensenada through an hypothetical aqueduct, seawater desalination and the use of reclaimed water for irrigation and aquifer recharge). Their opinion about the role of the authority responsible for managing the resource, the policy of subsidies to electricity and the value of groundwater were also sought for. Each interview took approximately 45 to 60 minutes and the results are presented anonymously. The information on water markets was

obtained from interviews with farmers and information recorded and collected by Cotas in both valleys. The questions were oriented to issues related to water scarcity in the area, whether there are other alternatives to irrigate their crops and how much they paid for water. Results from these interviews are also anonymous. Table 1 presents the water management options that were considered for the valleys of Maneadero and Guadalupe.

Table 1. Water management options evaluated in the current study.

Place	Management options	Water sources
Guadalupe valley	Aquifer infiltration	Reclaimed water from El Sauzal wastewater treatment plant (WWTP), Noreste WWTP, El Gallo WWTP and El Naranjo WWTP is sent to Guadalupe valley for aquifer infiltration
	Agriculture irrigation	Reclaimed water from El Sauzal WWTP, Noreste WWTP, El Gallo WWTP and El Naranjo WWTP is sent to Guadalupe valley for crop irrigation
	Colorado River Tijuana Aqueduct (CRTA)-Ensenada	Water from the Colorado River Tijuana Aqueduct is sent to Ensenada for urban use
	Seawater desalination	A seawater desalination plant is built in Ensenada for urban use
Maneadero valley	Aquifer infiltration	Reclaimed water from El Naranjo WWTP, El Gallo WWTP and Maneadero WWTP is sent to

		Maneadero valley for aquifer infiltration
	Agriculture irrigation	Reclaimed water from El Naranjo WWTP, El Gallo WWTP and Maneadero WWTP is sent to Maneadero valley for crop irrigation
	CRTA-Ensenada	Water from the Colorado River Tijuana Aqueduct is sent to Ensenada for urban use
	Seawater desalination	A seawater desalination plant is built in Ensenada for urban use

WWTP = Wastewater treatment plant.

The costs per cubic meter considered for the study were obtained from the literature and the interviews with public servants, officials and company managers. In most cases the cost includes capital and operational costs.

Results

Table 2 presents the costs used for all calculation.

Table 2. Cost of water for irrigation, aquifer infiltration, transportation and desalination.

Activity	Cost US\$/m³	Source
Reclaimed water for aquifer infiltration from El Sauzal, Noreste and El Gallo WWTP to Guadalupe (treatment + transportation)	0.445329	CEA, Conagua (2017)
Reclaimed water for irrigation from El Sauzal, Noreste and El Gallo WWTP to Guadalupe (treatment + transportation)	0.445329	CEA, Conagua (2017)
Reclaimed water for aquifer infiltration from El Naranjo, El Gallo and Maneadero WWTP to Maneadero (treatment + transportation)	0.156581	CEA, Conagua (2017)
Reclaimed water for irrigation from El Naranjo, El Gallo and Maneadero WWTP to Maneadero (treatment + transportation)	0.061040	CEA, Conagua (2017)
Seawater desalination	0.766985	CEA, Conagua and CESPE (2017)
Water from Río Colorado Tijuana Aqueduct to Ensenada	1.028662	CEA, Conagua (2017) CEA-CESPE-IMTA (2011)

WWTP = Wastewater treatment plant.

With the costs presented in Table 2 and the scenarios described in Table 1, the following results for Guadalupe and Maneadero are presented (Table 3).

Table 3. Total cost of reclaimed water for irrigation in Guadalupe and Maneadero valley per year.

Description	Guadalupe Valley		Maneadero Valley	
	Volume (m ³)	Cost (US\$)	Volume (m ³)	Cost (US\$)
El Sauzal, Noreste and El Gallo WWTP	9 776 160	\$4,353,608		
El Gallo, El Naranjo and Maneadero WWTP			16 020 288	\$977,883

WWTP = Wastewater treatment plant.

The amount of reclaimed water sent to Guadalupe would be 9 776 160 m³ per year at a cost of US\$4,353,608. The amount of reclaimed water for irrigation at Maneadero would be 16 020 288 m³ per year at a cost of US\$977,883 per year. Assuming an application rate of 5 000 m³

of reclaimed water per hectare per year, it would be possible to irrigate 1 955 ha in Guadalupe and 3 204 ha in Maneadero.

Aquifer infiltration

The costs for aquifer infiltration are presented in the Table 4.

Table 4. Total cost of reclaimed water for aquifer infiltration in Guadalupe and Maneadero valley per year.

Description	Guadalupe Valley		Maneadero Valley	
	Volume (m ³)	Cost (US\$)	Volume (m ³)	Cost (US\$)
El Sauzal, Noreste and El Gallo WWTP	9 776 160	\$4,353,608		
El Gallo, El Naranjo and Maneadero WWTP			12 866 688	\$2,014,688

WWTP = Wastewater treatment plant.

As Maneadero is closer than Guadalupe to the wastewater treatment plants of the city of Ensenada, the cost for aquifer infiltration is less in the former.

Seawater desalination

The cost estimated by CEA-Conagua-CESPE (2017), which is US\$0.766985/m³ was used for the present study, as it is the cost considered at the local level for Ensenada. These are costs for a reverse osmosis membrane system.

Colorado River Aqueduct

The transportation cost for the Colorado River-Tijuana-aqueduct to Ensenada considered by CEA-Conagua-CESPE (2017) was US\$1.028662/m³ and this was used for all calculations.

Guadalupe valley scenarios

The following results (Table 5) were obtained when running the scenarios and its different costs for Guadalupe valley.

Table 5. Guadalupe valley scenarios.

Alternative	Assumptions	Results
Agriculture irrigation	<p>1) El Sauzal, Noreste and El Gallo are used for irrigation.</p> <p>2) Guadalupe will not send groundwater to Ensenada for urban use.</p>	<p>Total reclaimed water available for irrigation would be 9 776 160 m³/y at a cost of US\$4,355,920/y</p> <p>A total of 1 955 new hectares would be irrigated with treated wastewater considering an annual allocation of 5 000 m³ per year per hectare. This alternative will have a positive impact on the economy by boosting employment and production in the region and resulting in desirable outcomes for the aquifer</p>
Aquifer infiltration	1) El Sauzal, Noreste and El Gallo are used for	Total reclaimed water for infiltration would be 9 776 160

	<p>aquifer infiltration</p> <p>2) Guadalupe will continue irrigation with groundwater</p> <p>3) Guadalupe will not send groundwater to Ensenada for urban use</p>	<p>m³/y at a cost of US\$4,355,920/y</p> <p>The Guadalupe aquifer would have a reduction on its deficit from 12.2 Mm³/y to 2.5 Mm³/y</p> <p>Although the trade-offs are high, the results are promising for aquifer restoration</p> <p>Does not create dependency from the USA in terms of water resources and is sustainable</p>
Río Colorado Aqueduct	<p>1) Guadalupe will not send groundwater to Ensenada for urban use.</p> <p>2) Guadalupe will continue to irrigate with groundwater.</p> <p>3) No WWTP effluent would be used for irrigation nor aquifer recharge.</p>	<p>The reduction in the deficit of the aquifer would be approximately 1 Mm³/y</p> <p>The cost of delivering 7 884 000 m³ is US\$8,114,281/y</p> <p>The water allocation to Mexico from the Colorado River will vary depending on the water levels of lakes Mead and Powell in the USA, creating an uncertain future scenario to Mexico regarding water's allocation. It is expected that the use of water from Colorado river decrease by 8% by 2035 due to climate change (CEA, 2017)</p>

The following results (Table 6) were obtained when running the scenarios and its different costs for Maneadero valley.

Table 6. Maneadero valley scenarios.

Alternative	Assumptions	Results
Agriculture irrigation	<p>1) El Naranjo, El Gallo and Maneadero will be used for irrigation</p> <p>2) Maneadero will continue to send 190 l/s of water for urban use to Ensenada</p>	<p>A total of 16 020 288 m³/y of reclaimed water would be available for irrigation at a cost of US\$977,883/y</p> <p>Approximately 3 204 hectares would be irrigated at an annual application rate of 5 000 m³ per hectare</p> <p>The aquifer's deficit could be reduced from 17.5 Mm³ to 1.5 Mm³ per year</p> <p>Other benefits include increases in the value of the land, land use conservation, conservation of the aquifer and provision of water for present and future generation</p>
Aquifer infiltration	<p>1) El Naranjo, El Gallo and Maneadero will be used for Maneadero's aquifer infiltration</p> <p>2) Maneadero will</p>	<p>Maneadero aquifer would reduce its deficit from 17.5 million m³ to 4.9 million m³/y at a cost of US\$2,014,688/y</p> <p>2 573 hectares would be irrigated</p>

	<p>continue irrigating with groundwater</p> <p>3) Maneadero will still be sending 190 l/s to Ensenada for urban use</p>	<p>at an application rate of 5 000 m³ per hectare</p> <p>This alternative would help reduce aquifer overexploitation and saline intrusion, promoting aquifer restoration</p>
Seawater desalination	<p>1) Seawater desalination plant would produce 250 l/s (21 600 m³/day) of water for urban use at Ensenada</p> <p>2) Maneadero's aquifer will still be sending 190 l/s of water for urban use to Ensenada</p>	<p>A total of 7 884 000 m³/y of desalinated seawater would be at a cost of US\$5,858,598/y</p> <p>Maneadero's aquifer extractions would remain the same as the desalination plant would not be enough to meet Ensenada's urban demand</p>

The use of treated wastewater for irrigation and aquifer infiltration seem cost-effective alternatives from the environmental economic standpoint of view in Ensenada. Assuming that all the reclaimed water is used in Maneadero for irrigation and assuming Maneadero's aquifer will still be sending 190 l/s per year (5 599 840 m³) of groundwater to Ensenada and 30 l/s (946 080 m³ per year) for urban use at Maneadero, 16 020 288 m³ per year of groundwater would be saved. This amount of reclaimed water for irrigation should result in cost saving of US\$6,075,162 per year (by not pumping groundwater at a non-subsidized cost of US\$0.3386 per kWh assuming 0.9 kWh needed for

every m^3 of groundwater). Meanwhile, the cost of infiltration for Maneadero is calculated at US\$2,014,688 and would cause a reduction in Maneadero's aquifer deficit from $17.5 \text{ Mm}^3/\text{year}$ to $4.9 \text{ Mm}^3/\text{year}$. This alternative would stop aquifer overexploitation and help stop saline intrusion. Both irrigation and infiltration represent great benefits.

Desalination is still the most expensive option. The investment cost of the desalination plant alone is approximately US\$27.4 million-plus the operating cost of desalinated seawater is US\$6 million per year. In contrast, the operational cost of transporting water from Colorado River-Tijuana aqueduct Ensenada is approximately US\$8 million plus the cost of building the aqueduct US\$81.2 million. Total investment costs of these alternatives add up to US\$122.6 million. The desalination plant is expected to produce 250 l/s seawater desalinated at its first stage with an extended capacity of 500 l/s (CEA, 2017). In contrast, the sum of the costs of using treated wastewater for irrigation and aquifer recharge is approximately US\$2.9 million for Maneadero and US\$8.7 million for Guadalupe. This adds up to US\$11.6 million, which is less than desalination and a new aqueduct.

Therefore, the best alternatives after considering costs, environmental concern to restore the aquifers and the ecosystem and how sustainable the alternative could be at the long run to Ensenada are aquifer infiltration and agriculture irrigation with reclaimed water.

Regarding subsidies to electricity to pump groundwater, this has been designed to increase farmers income and to make their products

competitive in the international market; however, it has had a high opportunity cost in terms of aquifers' depletion and will eventually reduce the amount of groundwater available for future agricultural and domestic use.

In the present study, after consulting official documents and farmers, the following calculations were obtained regarding subsidies to electricity. The total electricity subsidies for pumping water for irrigation in the state of Baja California during the year 2015 was US\$153,571,124 while the electric energy consumption was 491 219 013 kW. For the study area, as the Table 7 indicates, in Ensenada 1 030 agricultural producers benefited from 1 070 wells, for which the total subsidy for 2015 was US\$70,970,679 and the energy consumption was 227 009 778 kW.

Table 7. Electricity subsidies for pumping groundwater in Baja California, 2015.*

Region	Producers Receiving benefits	Wells benefited	Energy consumption (kW)	Amount subsidized (US\$)
Ensenada	1 030	1 070	227 009 778	70,949,454
San Quintin	519	636	253 537 926	79,240,540
Tijuana	53	61	5 207 742	1,627,623
Tecate	65	48	5 463 566	1,707,577

Total	1 667	1 815	491 219 013	153,525,195
-------	-------	-------	-------------	-------------

Note: Cost of kWh without subsidy \$6.43 (\$ 0.3412 USD) and with subsidy \$0.54 (\$0.0286 USD). Energy cost at subsidized cost \$227,009,778\$0.3412 = \$77,455,736 USD. Energy cost without subsidy \$227,009,778*\$0.0286 = \$6,492,479 USD. Therefore, total subsidy is 91.6 %.

Source: Personal communication with Ing. Fernando Felipe Sánchez Galicia, Chief of the Department for the Development of Rural Districts SAGARPA, Rural District 01 Ensenada, Programa Especial de Energía Para el Campo en Materia de Uso Agrícola, Special Program of Energy for Rural Areas for Agriculture Use (Sagarpa, 2015).

Discussion

A cost comparison between seawater desalination, a new aqueduct and reclaimed water reuse for Ensenada undertaken by Waller-Barrera, Mendoza-Espinosa, Medellín-Azuara and Lund (2009) concluded that the most viable option was the latter and the least viable was desalination. However, the State and Federal governments favored the option of seawater desalination.

The positive environmental externality from desalinated seawater are the production of freshwater for urban use in Ensenada that could eventually cause the reduction of groundwater extraction in Maneadero

and Guadalupe. However, there are also the negative externalities, which are the discharge of brine and chemicals used for the cleaning of RO membranes plus the CO₂ production associated to the energy required to operate the RO membranes. Seawater desalination typically yields a brine flow of 50-65% of the intake water flow, with about twice the initial concentration of salts and it may affect the local marine ecosystem (March, Saurí, & Rico-Amorós, 2014; Sarai-Atab, Smallbone, & Roskilly, 2016).

In the same context, in a study carried out in Alicante in Spain on the use of desalination as an alternative to water scarcity for urban and regional growth, it was found that although desalination increases security of supplies in times of drought and has several advantages regarding other options, it hardly represents the ultimate water source able to put an end to scarcity for all users. This management approach was strongly based in the enhancement of water supply sources rather than in the management of water demand (March *et al.*, 2014). Water scarcity for urban areas could be overcome but water scarcity for irrigation won't disappear (March *et al.*, 2014). Similarly, the National Research Council (NRC, 2008) stressed that the promise of desalination to rid the world of water scarcity that has been touted for nearly 50 years, remains largely unfulfilled.

Sarai-Atab *et al.* (2016) pointed out that the cost-effectiveness of production of desalination plants with RO is highly sensitive to changes in energy prices and policy decisions related to greenhouse gas

emissions. According to Ghaffour, Missimer and Amy (2013), in a seawater RO desalination plant, the production of one cubic meter of freshwater from seawater uses 3-4 kWh of energy.

In Maneadero, electricity is used in water treatment processes like reverse osmosis (RO) used for irrigation is subsidized by the federal government through electricity tariffs 9 and 9M. According to the Federal Electricity Commission (CFE) to have access to this benefits, the farmers require authorization from Conagua that specify that the pumping plant will supply an RO plant for agricultural irrigation. This policy has the intention to be advantageous to farm producers as it allows them to use water and land that would be otherwise non-productive and, thereby, create jobs. The downside is that it causes water extraction from aquifers that are already experiencing depletion or freshwater and saltwater intrusion. This policy does not take into account other options to stimulate the agricultural sector and recover the aquifer at the same time.

Many studies carried out worldwide and in Mexico have proved that this policy has led to increase groundwater extraction and may have long-run environmental consequences such as the generation of negatives environmental externalities, for instance, stream depletion (surface-water groundwater interaction), salinization and land subsidence, the generation of CO₂ and also inequity among small farmers in terms of access to the subsidy (Scott, 2013; Sun, Sesmero, & Schoengold, 2016).

According to information in Table 7, farmers with concessions are receiving approximately 91.6 % of electricity subsidy for the pumping of groundwater for irrigation. This explains why agricultural policy should better reflect the scarcity of groundwater resources (Das, 2015) and its correlation with the subsidy policy. This could be reached by reforming this policy either by decreasing the subsidy or by pricing the resource according farmers' willingness to pay. The OECD (2010, 2013), recommended that Mexico needs to eliminate harmful subsidies because they have become disincentives toward the sustainable management of water resources.

Decision-makers

As in other places, some of the factors that are driving Ensenada to water scarcity are the increasing competition among the different water users, particularly agriculture and urban and mismanagement of water resources from the authority responsible resulting from procrastination and failure to take actions. Aquifers have often been marginalized in water management by not being considered in water planning efforts and management (Kemper, 2007). Without intervention, groundwater

resources are misallocated by individual agents that do not internalize the extraction cost and the environmental externalities in their pumping decisions. In this context, government regulation can be a means to control water extraction to prevent market failure caused by these externalities (Esteban & Albiac, 2012).

In Mexico, the Cotas are intended to function as forums for water users of different sectors to participate in the bottom-up process for the development of integrated water management plans and the oversight and management of aquifer resources (The World Bank, 2009). The two existing Cotas in the study area (Guadalupe and Maneadero) are supposed to work on capacity building measures to strengthen the participation of concessioners on the sustainable management of the aquifers. However, both auxiliary organisms face financial and human constraints to achieve their tasks. In the case of Guadalupe there is no engagement with concessioners to develop a socially sustainable approach to water resources management and are concentrated on administrative duties rather than on the management of the aquifer. There is a consensus by the public servants interviewed in the present study that people at high level in water resources management agencies should be experts in water management and not public officials appointed by political parties with limited knowledge or interest on water resources management. The latter result in limited capacity of the institutions to manage water resource sustainable adequately (Barkin, 2011) and has led to inefficient public administration, widespread

informality, weak regulatory institutions, low levels of participation, coordination, transparency, credibility and accountability, unstable and insufficient financing, corruption, fragmented and out-dated water legislation, lack of technical capacity, implementation agencies and service providers with politicized and weak governance, and insufficient information. For instance, according to the OECD (2013), in the irrigation sector, corruption is related to capital investments, failed operation and maintenance by irrigation officials, and falsified wells and concessions. Moreover, Barkin (2011) and OECD (2013) argue that some large enterprises benefit from privileged access to aquifers and they can obtain rights to drill wells or exploit water surfaces without control. According to the OECD (2013), corruption in water and sanitation services in Mexico is number 12 among 35 public services analyzed.

In the present study it was found that the local water utility (CESPE) and the state agency in charge of providing water for urban use (CEA) have been very slow to act. Although wastewater reuse was identified since 2004 as a viable option for Maneadero (Mendoza-Espinosa, Victoria-Orozco-Borbón, & Silva-Nava, 2004), a pilot project on using treated wastewater for irrigation in Maneadero's valley just started in 2015 (Mendoza-Espinosa & Daesslé, 2018). Likewise, in Guadalupe's valley, it took ten years to finish a small wastewater treatment plant with capacity of 15 l/s in the town of Francisco Zarco. It is desirable that government authorities, politicians and water resource managers take steps forward towards an efficient, equitable and

sustainable management of water in Ensenada. If policy decision-makers do not take actions, it is likely that future sustainable development in the area will continue to be constrained by mismanagement of water. An effective water resources governance and management is central to avoiding overuse and depletion described by Harding's notion of the "tragedy of the commons" (Gray, Holley, & Rayfuse, 2016).

Wastewater reuse is the most attractive option in terms of costs and benefits for Ensenada. This has been proven in places such as Israel, in which treated wastewater has helped to maintain a healthy water balance of the country, by protecting conventional water resources and the socio-economic benefits associated with wastewater reuse. It has boost agriculture development that would not be possible without a constant and reliable supply of water that does not depend on rain, a reduction of the costs of sewage treatment in the urban sector and the availability of water for irrigation at a lower cost than the cost of importing conventional water from distant sources (Friedler, 2001).

Water prices, water subsidies and water markets

When the price of water reflects its true cost, the resource will be put to its most valuable uses. Rogers, De Silva and Bhatia (2002) pointed out that price policy can help maintain the sustainability of the resource itself.

Concerning water right trading, after reviewing a Mexican case and five international cases (Australia, Wales, Chile, Spain and USA) there was not enough evidence to confirm that water right trading has contributed significantly to reduce water abstraction (Charalambous, 2016). In Mexico, for instance, groundwater continues to be overexploited even where water markets are available (Charalambous, 2016). For this market to work efficiently, Hearne and Donoso (2005), and Casado-Pérez (2014) suggest that government intervention (acting as a regulatory institution) should arbitrate the transactions. In Maneadero, saline intrusion has been historically a problem (Daesslé *et al.*, 2005). This causes severe alterations in water quality which results in an informal water market based on water quality that does not reflect the value of water, neither the externality cost of the resource. In situations where prices are absent and markets are distorted, estimating the economic value of groundwater can be an essential component of valuation in the allocation of public welfare and other public policy options (Hanemman, 2006).

Another inefficiency from the institutional point of view that is distorting the value of water is the subsidy policy to groundwater extraction (Asad & Dinar, 2006). For instance, in 2004 in Maneadero

and Guadalupe water extraction cost averaged US\$0.14/m³ that includes the cost of energy for pumping (Medellín-Azuara *et al.*, 2009). According to five farmers from Maneadero Valley, for June 2016 they used on average between 0.9 and 1.2 kWh/m³ of groundwater. This means that the real cost for farmers with no subsidy for electricity for pumping water, would be US\$0.3070-\$0.4094/m³ considering a cost of 6.43 pesos per kWh (US\$0.3412). In contrast, the farmers with subsidy will pay US\$0.0257-\$0.0343/m³ considering a cost of 0.54 pesos per kWh (US\$0.0286). Subsidies to electricity to pumping groundwater are leading to aquifer overexploitation as has been argued in many other studies (The World Bank, 2009; OECD, 2013; Sun *et al.*, 2016). This is the most heavily subsidized use of electricity in Mexico, with the national average price equal to just 28% of the real cost compared to a subsidy of only a maximum of 10% in industry (Scott, 2009).

According to the OECD (2013), in 2010 in Mexico the subsidies to electricity for irrigation pumping accounted to more than 6.9 billion MX) or US\$369 million, which is over nine times more than the US\$41 million used for financing an efficient water infrastructure. Moreover, around 80% of electricity subsidies to irrigation water pumping accrue to only the richest 10% of farmers, making it a particularly regressive subsidy. The effects on the environment are catastrophic as over 100 major water aquifers in Mexico are now over-exploited. Also, between 2003 and 2015 there was an increase in the overexploitation of groundwater, which is one of the reasons the cost of depletion of this natural resource

has been increasing at a nominal average rate of 0.7% per year, thus groundwater depletion results in an ecological costs of approximately 0.2 % of the GDP (INEGI, 2016).

In relation with water tariff and subsidies, a recent study carried out by Tellez-Foster, Rapoport and Dinar (2017) analyzed the theoretical effectiveness of three policy interventions: elimination, reduction, and decoupling—an innovative policy that substitutes the electricity subsidy for a cash transfer. The study demonstrated that changing the subsidy structure for groundwater extraction has significant effects on the extraction levels and consequent height of the water table of the aquifer. The elimination of the subsidy produced the strongest effect although it is not politically feasible. Reducing the subsidy produces a limited effect (less than one unit per period on average), and its implementation would face the same political difficulties. Decoupling the subsidy affects close to the one observed in the elimination condition without the adverse political difficulties. Therefore, they propose decoupling as an alternative policy intervention in overcoming the political obstruction. Moreover, in a study carried out in India by Badiani & Jessoe (2011) found that a 10% reduction in the average subsidy generates a 6.7% decrease in groundwater extraction. Overall, the consensus is that reducing subsidies can definitely reduce aquifer's overdraft (Scott, 2013; OECD, 2013; Sun *et al.*, 2016).

Another way of controlling groundwater extractions is by monitoring extraction to determine water availability in aquifers and the

sustainable level of groundwater extraction, in order to develop guidelines on groundwater use to inform and to engage farmers in the management of the aquifer (Jinno & Sato, 2011). In such study, the reduction in groundwater pumping was so drastic that it not only reversed the land subsidence process, but the recovery of the water table exceeded expectations.

Finally, another policy for managing groundwater use is voluntary agreements between farmers and government organizations. Participation in such control programs is encouraged through positive incentives (a restitution of taxes). Such programs try to convince farmers through education of the advantages of fine-tuned groundwater control. Voluntary agreements on controlling groundwater use are efficient, since they rely on specialized knowledge of participants about local conditions (Das, 2015). This means participation of farmers in planning and decision-making at the local level as stated for OECD (2010).

All of the policies mentioned could be recommended for both valleys Maneadero and Guadalupe. They could be more transparent, efficient and politically feasible potential solutions compared to a drastic elimination of electric subsidy, particularly when Cotas is actively engaged with the farmers' community.

Impediments

As mentioned earlier, in Mexico water scarcity for irrigation is not only attributed to mismanagement of the resource, but a lack of transparency. One of the largest challenges is to achieve good governance to guarantee a safe and reliable water supply to agriculture and all sectors in the economy (Transparency International, 2008). The extent of public sector corruption in government institutions is linked with the size of the informal sector, which in turn has a negative impact on all sectors and, particularly, the environment (OECD, 2015). Another common practice, according to Kemper (2007), is that water users falsify the registration of primary water rights by reporting less water extraction than their actual water use. In 2010 the Superior Auditor of Mexico published a report that shed light on the irregularities and illegal practices in the management of public financial resources and investment in the water sector. The report exposed Conagua's inability to provide trustworthy documentation to monitor how states manage their resources and insufficient information to allow for a comprehensive audit (OECD, 2013). All of the above may provide an explanation why water management decisions are frequently taken by reasons unrelated to scientific or technical data.

The need to invest in sustainable solutions to an efficient groundwater use and allocation is urgent. The possible solutions are endogenous to Ensenada's natural resources availability. The alternatives consisting in the use of treated wastewater for irrigation and aquifer infiltration have been highlighted for several years and they have not been fully implemented despite water scarcity condition in the area. The main reasons to select the alternatives described are that they could: 1) be potential solutions to mitigate water scarcity in the area and restore the aquifers; 2) are financially and environmental sustainable; 3) allow the maximization of the plain use of endogenous natural resources already available, reduce waste and minimize cost of fertilizer and other inputs required to irrigation crops in Ensenada; 4) are an option to climate change adaptation and mitigation by saving energy and reducing the cost of freshwater pumping, providing irrigation and reducing the water footprint of food production; 5) provide self-sustainability in groundwater resources management reducing dependency from the USA to control their future on water resources management in the area, and 6) help sustaining economic development by guaranteeing a permanent water supply to irrigation.

Conclusions

The reuse of reclaimed water for irrigation and aquifer infiltration are cost-effective alternatives from the environmental economic standpoint of view in Ensenada. The potential benefits of infiltration in Maneadero are similar to the irrigation option in terms of reducing groundwater pumping cost. It can be said that the total benefits of implementing these alternatives are greater than the costs of transporting and desalination seawater altogether. The cost of the Río Colorado Tijuana to Ensenada aqueduct is high. Moreover, there is an uncertain future scenario to Mexico regarding the allocation of transboundary water. The federal authority (Conagua) and the state government (CEA) should provide authority to Cotas and increase its financial, human and technological resources so that it can play a proactive role in the sustainable management of the aquifers of Maneadero and Guadalupe. The Cotas should have the autonomy to make decisions at the local level and not being constrained by top-down decision from the federal and state government so the resulting process would become more simple and transparent to farmers in the area. Cotas Guadalupe needs to engage concessioners through public participation and work closer together if its goal is to have a contribution towards the sustainable management of the aquifer. Despite the differences between water concessioners in both valleys, there is a common problem that they are

sharing, which is water scarcity. This implies that both Cotas should collaborate, share information and work together and engage other Cotas in the region towards the same goal, which is to maintain and restore the services from the aquifers for the present and future generations. Water prices, as well as electricity prices for pumping groundwater do not reflect water scarcity. The opportunity cost of groundwater from the aquifer for irrigation is zero; the subsidy to electricity to extract water is above 80% and, as a result, the aquifers are depleted. The option decoupling subsidies would be more politically accepted than elimination and reduction of subsidies. Moreover, another potential option to reduce irrigation water could be through the combination of valuing the resource and the establishment of a sustainable level of groundwater management extraction, in which water users will be provided with the maximum allowable extraction rate as a function of the piezometric levels of the aquifers.

Acknowledgments

The authors are grateful to the National Council of Science and Technology of Mexico for a scholarship for Elizondo's studies. We also thank Engineers Alejandro Guzman and Jezrael Lafarga, technical managers of Cotas Maneadero and Guadalupe, respectively. Finally, special thanks to the farmers that kindly let us enter their properties and answers the questions regarding our research project.

References

- Asad, M., & Dinar, A. (2006). *The role of water policy in Mexico: Sustainability, Equity, and economic growth considerations*. Rome, Italy: The World Bank. Recovered from documents.worldbank.org/curated/en/825221468052475904/The-role-of-water-policy-in-Mexico-sustainability-equity-and-economic-growth-considerations
- Asad, M., & Garduño, H. (2005). *Water resources management in Mexico: The role of the water rights adjustment program (WRAP) in water sustainability and rural development*. Latin America and Caribbean Region Sustainable Development working paper No. 24. Washington, DC, USA: World Bank. Recovered from <http://documents.worldbank.org/curated/en/224841468761380289/Water-resources-management-in-Mexico-The-role-of-the-water-rights-adjustment-program-WRAP-in-water-sustainability-and-rural-development>
- Badiani, R., & Jessoe, K. K. (2011). *Electricity subsidies for agriculture: Evaluating the impact and persistence of these subsidies in India*. Recovered from https://econweb.ucsd.edu/cee/papers/Jessoe_4april.pdf
- Baghapour, M. A., Nasser, S., & Djahed, B. (2013). Evaluation of Shiraz wastewater treatment plant effluent quality for agricultural

irrigation by Canadian Water Quality Index (CWQI). *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10(1), 27.
DOI: doi.org/10.1186/1735-2746-10-27

Barkin, D. (2011). The governance crisis in urban water management in Mexico. (pp. 379-393). In: *Water resources in Mexico: Scarcity, degradation, stress, conflicts, management, and policy*. Springer, O. U. (ed.). Berlin, Germany: Springer. Recovered from http://doi.org/10.1007/978-3-642-05432-7_27

Casado-Pérez, V. (2014). Missing water markets: A cautionary tale of governmental failure. *NYU Environmental Law Journal*, 23, 157-244.

Charalambous, A. N. (2016). *Transferable groundwater rights: Integrating hydrogeology, law and economics*. Oxford, UK: Routledge.

CEA, Comisión Estatal del Agua. (2017). *Programa hídrico del Estado de Baja California*. Recovered from <http://www.ceabc.gob.mx/peh.html>

Conagua-OECD-IMTA, Comisión Nacional del Agua, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos & Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2010). Financing water resources management in Mexico. *Water Resources Management*, 32. Recovered from www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/OECD

.pdf

- Daesslé, L. W., Sánchez, E. C., Camacho-Ibar, V. F., Mendoza-Espinosa, L. G., Carriquiry, J. D., Macias, V. A., & Castro, P. G. (2005). Geochemical evolution of groundwater in the Maneadero coastal aquifer during a dry year in Baja California, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 13(4), 584-595. DOI: doi.org/10.1007/s10040-004-0353-1
- Das, S. K. (2015). The economics of groundwater resource management. *International Journal of Ecosystem*, 5(3A), 65-68. DOI: doi.org/10.5923/c.ije.201501.09
- Durham, B., Rinck-Pfeiffer, S., & Guendert, D. (2003). Integrated water resource management — through reuse and aquifer recharge. *Desalination*, 152(1-3), 333-338. DOI: [doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01081-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01081-0)
- Esteban, E., & Albiac, J. (2012). The problem of sustainable groundwater management: The case of La Mancha aquifers, Spain. *Hydrogeology Journal*, 20(5), 851-863. DOI: doi.org/10.1007/s10040-012-0853-3
- FAO, Food and Agriculture Organization. (2003). Groundwater management - The search for practical approaches. *FAO Water Reports* 25. Recovered from <http://www.fao.org/docrep/005/y4502e/y4502e00.htm>
- FAO, Food and Agriculture Organization. (2012). Coping with water

- scarcity: An action framework for agriculture and food security. *FAO Water Reports* 38. Recovered from <http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>
- FAO & Earthscan, Food and Agriculture Organization & Earthscan. (2011). *The State of the world's land and water resources for food and agriculture. Managing systems at risk*. Recovered from <http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e00.htm>
- Foster, S., Kemper, K., & Garduño, H. (2004). *The COTAS progress with stakeholder participation in groundwater management in Guanajuato, Mexico. Report Number 38810*. GW MATE Case Profile Collection Number 10. Washington, DC, USA: World Bank. Recovered from <http://documents.worldbank.org/curated/en/117621468049746351/Mexico-The-Cotas-Progress-with-stakeholder-participation-in-groundwater-management-in-Guanajuato>
- Friedler, E. (2001). Water reuse — an integral part of water resources management: Israel as a case study. *Water Policy*, 3(1), 29-39. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(01\)00003-4](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(01)00003-4)
- Ganoulis, J. (2012). Risk analysis of wastewater reuse in agriculture. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(3), 1-9. DOI: doi.org/10.1186/2251-7715-1-3
- Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and

- future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197-207. DOI: doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.015
- Gray, J., Holley, C., & Rayfuse, R. (2016). The challenge of trans-jurisdictional water law and governance. In: *Trans-jurisdictional water law and governance*. University of New South Wales (ed.). London, UK: Routledge.
- Hanemman, W. H. (2006). The economic conception of water. In: *Water Crisis: Myth or reality?* Rogers, P. P., Llamas, M. R., & Martinez-Cortina, L. (eds.). London, UK: Taylor & Francis.
- Haruvy, N. (1998). Wastewater reuse—regional and economic considerations. *Resources, Conservation and Recycling*, 23(1-2), 57-66. DOI: doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00010-X
- Hearne, R. R., & Donoso, G. (2005). Water institutional reforms in Chile. *Water Policy*, 7(1), 53-69. DOI: wp.iwaponline.com/content/7/1/53
- Hernández-Sancho, F., Lamizana-Diallo, B., Mateo-Sagasta, M., & Qadir, M. (2015). *Economic valuation of wastewater the cost of action and the cost of no action*. United Nations Environment Programme. Recovered from doi.org/ISBN: 978-92-807-3474-4
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Cuentas económicas y ecológicas de México 2015*. Boletín de Prensa núm. 516/16. Recovered from

www.inegi.org.mx/saladeprensa/boletines/2016/especiales/especiales2016_11_10.pdf

- Jinno, K., & Sato, K. (2011). Groundwater resources management in Japan. In: Findikakis A. N. & Sato K. (eds.). *Groundwater Management Practices*. Boca Raton, USA: CRC Press-Taylor & Francis Group.
- Kemper, K. E. (2007). Instruments and institutions for groundwater management. In: Giordano, M., & Villholth, K. G. (eds.). *The Agricultural groundwater revolution - Opportunities and threats to development*. Sri Lanka: CAB eBooks. Recovered from doi.org/10.1079/9781845931728.0153
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., & Pulido-Velazquez, M. (2014). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266. DOI: doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037
- March, H., Saurí, D., & Rico-Amorós, A. M. (2014). The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *Journal of Hydrology*, 519, 2642-2651. DOI: doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.023
- Medellín-Azuara, J., Howitt, R. E., Waller-Barrera, C., Mendoza-Espinosa, L. G., Lund, J. R., & Taylor, J. E. (2009). A calibrated

agricultural water demand model for three regions in northern Baja California. *Agrociencia*, 43, 83-96.

Medellín-Azuara, J., Mendoza-Espinosa, L., Pells, C., & Lund, J. R. (2013). *Pre-feasibility assessment of a water fund for the Ensenada Region infrastructure and stakeholder analyses*. Davis, USA: Center for Watershed Sciences. Recovered from watershed.ucdavis.edu/library/pre-feasibility-assessment-water-fund-ensenada-region-infrastructure-and-stakeholder

Meinzen-Dick, R., & Ringler, C. (2008). Water reallocation: Drivers, challenges, threats, and solutions for the poor. *Journal of Human Development*, 9(1), 47-64. DOI: doi.org/10.1080/14649880701811393

Mendoza-Espinosa, L. G., Acosta-Zamorano, D., De la Barca, N. C., & Cabello-Pasini, A. (2015). Public acceptance of the use of reclaimed water for the irrigation of vineyards: A case study in Guadalupe Valley, Mexico. In: Brebbia C. A. (ed.). *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 196. Wessex, UK: WIT Press. Recovered from doi.org/10.2495/WRM150191

Mendoza-Espinosa, L., Victoria-Orozco-Borbón, M., & Silva-Nava, P. (2004). Quality assessment of reclaimed water for its possible use for crop irrigation and aquifer recharge in Ensenada, Baja California, Mexico. *Water Science and Technology*, 50(2), 285-291. DOI: wst.iwaponline.com/content/50/2/285

- Mendoza-Espinosa, L. G., & Daesslé, L. W. (2018). Consolidating the use of reclaimed water for irrigation and infiltration in a semi-arid agricultural valley in Mexico: Water management experiences and results. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(4), 679-687, DOI: 10.2166/washdev.2018.021
- NRC, National Research Council. (2008). *Desalination. A national perspective*. Washington, DC, USA: National Academies Press. Recovered from doi.org/10.17226/12184
- OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2010). *Sustainable management of water resources in agriculture*. Recovered from [doi.org/DOI 10.1787/9789264083578-en](https://doi.org/10.1787/9789264083578-en)
- OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2013). *Making water reform happen in Mexico*. Recovered from doi.org/10.1787/9789264187894-en
- OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2015). *OECD economic surveys: Mexico 2015*. Recovered from http://dx.doi.org/10.1787/eco_surveys-mex-2015-en
- OIEDRUS, Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable de Baja California. (2015). *Biblioteca Agropecuaria*. Recovered from http://www.oeidrus-bc.gob.mx/oeidrus_bca/biblioteca.php
- Pombo, A., Breceda, A., & Aragón, A. V. (2008). Desalinization and

- wastewater reuse as technological alternatives in an arid, tourism booming region of Mexico. *Frontera Norte*, 20(39), 191-216.
- Qureshi, M. E., Reeson, A., Reinelt, P., Brozović, N., & Whitten, S. (2012). Factors determining the economic value of groundwater. *Hydrogeology Journal*, 20(5), 821-829. DOI: doi.org/10.1007/s10040-012-0867-x
- Rogers, P., De Silva, R., & Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4(1), 1-17. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00004-1)
- Sagarpa, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2015). *Programa Especial de Energía Para el Campo en Materia de Uso Agrícola*. Recovered from <https://www.gob.mx/agricultura/acciones-y-programas/programa-especial-de-energia-para-el-campo-en-materia-de-energia-electrica-de-uso-agricola>
- Sarai-Atab, M., Smallbone, A. J., & Roskilly, A. P. (2016). An operational and economic study of a reverse osmosis desalination system for potable water and land irrigation. *Desalination*, 397, 174-184. DOI: doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.020
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., & Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country-level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1-13. DOI: doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007

- Scott, C. A. (2013). Electricity for groundwater use: Constraints and opportunities for adaptive response to climate change. *Environmental Research Letters*, 8(3), 35005. DOI: doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035005
- Scott, J. (2009). *The incidence of agricultural subsidies in Mexico agricultural trade adjustment and rural poverty. Transparency, accountability and compensatory programs in Mexico. Mexican rural development research reports*. Mexico City, Mexico: Woodrow Wilson International Center for Scholars Mexico Institute.
- Sun, S., Sesmero, J. P., & Schoengold, K. (2016). The role of common pool problems in irrigation inefficiency: A case study in groundwater pumping in Mexico. *Agricultural Economics (United Kingdom)*, 47(1), 117-127. DOI: doi.org/10.1111/agec.12214
- Tellez-Foster, E., Rapoport, A., & Dinar, A. (2017). Groundwater and electricity consumption under alternative subsidies: Evidence from laboratory experiments. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 68, 41-52. DOI: doi.org/10.1016/j.socec.2017.03.003
- The World Bank. (2009). *Poverty and social impact analysis of groundwater over-exploitation in Mexico*. Recovered from siteresources.worldbank.org/INTPSIA/Resources/490023-1120841262639/Mexico_groundwater.pdf
- Transparency International. (2008). *Global Corruption Report 2008*:

Corruption in the water sector. Recovered from www.transparency.org/whatwedo/publication/global_corruption_report_2008_corruption_in_the_water_sector

Treidel, H., Martin-Bordes, J. L., & Gurdak, J. J. (2012). *Climate change effects on groundwater resources: A global synthesis of findings and recommendations.* London, UK: CRC Press-Taylor & Francis Group.

UNESCO, United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. (2015). *The UN World Water Development Report 2015, Water for a Sustainable World.* Recovered from www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/

United Nations. (2015). *The Millennium Development Goals Report 2015.* Change. Recovered from www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/mdg/the-millennium-development-goals-report-2015.html

Waller-Barrera, C., Mendoza-Espinosa, L. G., Medellín-Azuara, J., & Lund, J. R. (2009). Optimización económico-ingenieril del suministro agrícola y urbano: una aplicación de reúso del agua en Ensenada, Baja California, México. *Ingeniería hidráulica en México*, 24(4), 87-103.

Ward, F., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in

agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423-446. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)

WHO & UNICEF, World Health Organization & United Nations Children's Fund. (2015). *Progress on drinking water and sanitation - 2014 update*. Recovered from www.unicef.org/publications/index_73448.html

Winpenny, J., Heinz, I., & Koo-Oshima, S. (2010). *The wealth of waste: The economics of wastewater use in agriculture*. *FAO Water Report* 35. Recovered from www.fao.org/docrep/012/i1629e/i1629e00.htm

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-02

Artículos

Innovación social y aportaciones al derecho humano al agua en hogares de la mixteca poblana

Social innovation and contributions to the water human right in the Mixteca Poblana households

Ignacio Ocampo-Fletes¹, ORCID: 0000-0001-6311-1072

¹Colegio de Postgraduados, Campus Puebla, Santiago Momoxpan, San Pedro Cholula, Puebla, México, ocampoif@colpos.mx

Autor para correspondencia: Ignacio Ocampo-Fletes,
ocampoif@colpos.mx

Resumen

Se analizaron las aportaciones de una innovación social (cisterna de ferrocemento) al derecho humano al agua en 30 comunidades de nueve municipios de la mixteca baja de Puebla, México. Para captar información sobre dos momentos del entorno del agua en el hogar (antes y después de construir la cisterna), se aplicó una encuesta a 221 jefes y jefas de familia participantes en un programa público. Asimismo, se realizaron mediciones directas a 221 cisternas para calcular el

volumen captado de agua. Con base en los factores pactados en la observación general núm. 15 (2002) del derecho al agua (artículos 11 y 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales), se establecieron indicadores y los resultados se compararon para identificar cambios. La innovación generó los siguientes efectos: aumentó de 18.3 a 63.2% la capacidad de almacenamiento por hogar; aumentó de 97.1 a 100.0% los hogares que disponen de 50 a 100 litros por persona al día; se incrementó de 23.0 a 79.0% los días que alcanza el agua almacenada; aumentó de 23.5 a 59.3% las familias que dejaron de acarrear agua; disminuyó de 31.5 a 28.0% las familias que recorren más de 1 000 metros por agua; disminuyó de 20.4 a 19.0% las familias que se desplazan más de 30 minutos por agua, y se redujo en 29.0% el costo anual por pago de agua acarreada y comprada de camión cisterna y garrafón. Se concluye que la innovación causó efectos positivos en los hogares, contribuyendo en algunos factores del derecho humano al agua.

Palabras clave: innovación, derecho humano al agua, ecotecnia, agua de uso doméstico, mixteca.

Abstract

The contributions of a social innovation (ferrocement cistern) to the human right to water were analyzed in 30 communities in nine municipalities of the Mixteca Baja of Puebla, Mexico. To collect information on two moments of the water environment in the home (before and after the cistern was built), a survey was applied to 221 heads of household participating in a public program. Likewise, direct

measurements were made to 221 cisterns to calculate the collected volume of water. Based on the factors agreed in General Observation No. 15 (2002) on the right to water (articles 11 and 12 of the International Covenant on Economic, Social and Cultural Rights), indicators were established and the results compared to identify changes. The innovation generated the following effects: it increased from 18.3 to 63.2% the storage capacity per household; increased from 97.1 to 100.0% households that have between 50 and 100 liters per person per day; increased from 23.0 to 79.0% on the days the stored water satisfied the needs of the households; increased from 23.5 to 59.3% families that ceased to carry water; decreased from 31.5 to 28.0% families who travel more than 1 000 meters; decreased from 20.4 to 19.0% of the families moving more than 30 minutes, and reduced by 29% the annual cost per payment of water hauled and purchased from water tanker truck and water jugs. It is concluded that innovation caused positive effects on households contributing in some factors of the human right to water.

Keywords: Innovation, human right to water, eco-techniques, water for domestic use, Mixtec.

Recibido: 13/02/2019

Aceptado: 08/07/2019

Introducción

El agua es el recurso natural renovable más importante para todas las formas de vida del planeta. No obstante su cantidad, hoy día la humanidad vive un estrés hídrico causado por diversos factores: aumento de la población, cambio climático, crecimiento de las zonas urbanas, privatización, tácticas de oferta y contaminación (Pérez, 2015), así como pobreza, desigualdades y disparidad en las relaciones de poder (ONU & OMS, 2011).

Para 2015, la escasez ya afectaba a 663 millones de personas que permanecían sin acceso a fuentes mejoradas de agua potable (Semarnat & Conagua, 2017), y se prevé que para 2025, 1 800 millones de personas vivan en países o regiones con escasez absoluta de agua (FAO, 2015).

En América Latina, 130 millones de personas carecen de suministro de agua en sus hogares; sólo una de cada seis cuenta con redes de suministro adecuadas, y millones de seres humanos son privados del agua y excluidos de los sistemas de distribución (Azar, 2018).

Para afrontar la crisis del agua, la comunidad internacional creó conciencia de que el acceso al agua potable debe enmarcarse en los derechos humanos (ONU & OMS, 2011). Por ello, la Declaración Universal de los Derechos Humanos proclamó el derecho de toda

persona a salud, bienestar, alimentación, vestido, vivienda y servicios sociales necesarios (ONU, 1948). El derecho al agua quedó pactado en la observación general núm. 15, Pacto Internacional de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales (ONU, 2002).

La Organización de los Estados Americanos (OEA) aprobó la resolución AG/RES.2760 (XLII-O/12), en la que reafirma el derecho de los Estados a establecer políticas sobre el uso y los servicios del agua en sus territorios (OEA, 2013). Se pactó como meta en los objetivos de desarrollo del milenio (meta 7.C) (ONU, 2013), y en los objetivos del desarrollo sostenible (objetivo 6) (ONU & CEPAL, 2016).

En consecuencia, México modificó el artículo 4º de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en el que el Estado garantiza el acceso, disposición y saneamiento de agua de consumo personal y doméstico. En el artículo 27º establece que las aguas son propiedad de la Nación y otorga a los municipios la responsabilidad del servicio de agua potable (artículo 115º, III a) (Secretaría de Gobernación, 2014).

A pesar de que existen múltiples informes que advierten el problema de acceso y distribución del agua, al igual que diversos instrumentos jurídicos sobre el derecho humano al agua, los Estados no han tenido la capacidad para garantizar el acceso al agua a toda la población de su competencia (Salmón, 2013).

En los países latinoamericanos se ha instituido en las Constituciones Políticas la propiedad de los recursos naturales al Estado, por lo que éste debe proporcionar agua a toda la población, pero tal beneficio no llega a todos de la misma manera (Gentes, 2001).

Lo anterior muestra que existe un derecho constitucional declarado en papel, que a través del instrumento de la garantía debe convertirse en un derecho operable, ejecutable y exigible (Mitre, 2012), por lo que el Estado es el responsable de poner los medios y las condiciones para ejercerlos; de lo contrario, se caerá en un ilusionismo constitucional y/o internacional (Azar, 2018). Sin embargo, aun donde el Estado reconoce en sus leyes el derecho al agua, no necesariamente se traduce en el cumplimiento automático del derecho (Langford & Khalfan, 2006).

Frente a los desafíos sociales y ambientales es necesario buscar nuevas soluciones que permitan afrontar los problemas con recursos más escasos, sobre todo donde el clima se convierte en el principal factor de distribución del agua. Este es el caso de México, donde dos terceras partes del territorio se considera árida o semiárida, con precipitaciones anuales menores a los 500 milímetros (Semarnat, 2016).

Bajo condiciones restrictivas de agua es difícil desarrollar cualquier actividad productiva, más cuando existen necesidades del vital líquido para uso doméstico y personal. Para apoyar a las poblaciones marginadas, el Estado mexicano puso en marcha el programa estratégico de seguridad alimentaria (PESA), enfocado a la producción de alimentos; uno de los componentes es "hogar saludable", principalmente el acceso al agua para uso doméstico.

Una de las regiones en las que operó el programa fue la mixteca baja de Puebla, México. En una microrregión formada por 30 comunidades de nueve municipios, se construyeron 521 cisternas de ferrocemento (considerada innovación social) alternativa más viable en

el corto plazo para captar y almacenar agua de lluvia para el periodo de sequía.

Posterior a su implementación fue necesario conocer sus efectos en los beneficiarios, por lo que el objetivo de este estudio fue analizar los aportes de la innovación social al derecho humano al agua, con base en los factores pactados por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en la observación general número 15, Pacto Internacional de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales.

El concepto de innovación social

En términos generales, se considera innovación a la aplicación y el uso de nuevas ideas, conceptos, productos, servicios, prácticas, métodos, etcétera, con el objetivo de aumentar la productividad (Planque, 2002; Amaro, Morales, & Villavicencio, 2011); pero este concepto está orientado a la empresa, al mercado y a la economía, por lo que otros autores consideran como innovación la “capacidad que tiene la gente de explotar una idea o un nuevo método correctamente para alcanzar un efecto deseado (material o social). Las consecuencias (intencionadas o no) de esta actividad innovadora pueden provocar cambios incrementales, radicales o transformacionales de la vida social” (Smith, 2017).

A pesar de que la innovación empresarial es la más generalizada para el bienestar humano, existen otras innovaciones que tienen impactos significativos en la sociedad y que explican la mejora en sus condiciones de vida, que no necesariamente son innovaciones comerciales, sino innovaciones sociales, aunque no hay consenso sobre su significado específico (Pol & Ville, 2009).

La innovación social es un fenómeno complejo que abarca diversas actividades de innovaciones sociales, que responden a necesidades de la población que no son comercialmente viables, debido a nuevas combinaciones de prácticas sociales, actitudes y valores que implican cambios en estrategias y políticas, estructuras organizacionales y marcos institucionales (Van der Have & Rubalcaba, 2016). Una innovación para que sea social debe mejorar las condiciones económicas y sociales de la sociedad; es decir, mejorar la calidad de vida (Pol & Ville, 2009). La innovación social colectiva se origina de las bases sociales, activistas, grupos comunitarios, organizaciones, etcétera, donde las comunidades controlan los procesos y resultados (Boni, Beldamiquel, & Pellicer-Sifres, 2018).

Haciendo una diferenciación entre innovaciones sociales e innovaciones tecnológicas, Alijani y Wintjes (2017) consideran que el uso de la tecnología es de valor neutral, y su empleo no garantiza la producción de valor social, pues las innovaciones sociales no están medidas por los precios de mercado que determinan el valor de cambio. Por otro lado, la innovación social está limitada espacial y temporalmente por la diversidad de contextos sociales, económicos, culturales e institucionales. Como fenómeno social, el ritmo y la

dirección de la innovación social están relacionados de manera estrecha con la dinámica de las relaciones sociales.

Windrum, Schartinger, Rubalcaba, Gallouj y Toivonen (2016) plantean tres áreas de la innovación social al relacionarlas con la innovación para el mercado (de servicio): a) la innovación social tiene un valor social, impulsada por principios de inclusión y bienestar, mientras la innovación para el mercado está orientada por objetivos de lucro, es decir, la creación de ganancia económica; b) las innovaciones sociales buscan empoderar a los ciudadanos, mientras las innovaciones del mercado pretenden empoderar a los ciudadanos a través nuevos roles y relaciones, y el desarrollo de activos y capacidades, y c) las innovaciones sociales tienden a ser de naturaleza muy local y a menudo se dificulta su codificación, mientras que las innovaciones de servicio en ocasiones fomentan la imitación y la rápida difusión de nuevas ideas y prácticas.

Estas características coinciden con los dos elementos conceptuales básicos señalados por Van der Have y Rubalcaba (2016): las innovaciones sociales implican un cambio en las relaciones sociales, sistemas o estructuras, y estos cambios sirven como objetivos humanos compartidos o para resolver problemas socialmente relevantes.

En el mismo sentido, Álvarez-González, García-Rodríguez, Sanzo-Perez y Rey-García (2017) consideran cuatro dimensiones para que un objeto de innovación se considere innovación social: a) estar enfocada al bien común para satisfacer o solucionar problemas sociales; b) ser un proceso colaborativo donde participen todas las partes interesadas; c) implica una mejora en relación con las soluciones

previas, y d) supone cambios efectivos en los comportamientos y prácticas sociales en los diferentes niveles.

Por tanto, la innovación de carácter social presenta rasgos que la diferencian de la innovación de carácter económico, como la búsqueda de soluciones a problemas sociales, más que al mercado; el uso del poder intelectual del humano, más que el financiero; la difusión libre, más que la protección de la idea, y su carácter complejo, más que aspectos tecnológicos (Morales, 2008).

En este estudio se consideró innovación social a la introducción de la cisterna de ferrocemento para la captación y el almacenamiento de agua de lluvia. Si bien la prioridad es el agua de lluvia, las fuentes pueden ser otras, como agua de la red pública, agua de pozo o río, agua de camión cisterna, entre otras.

El término ferrocemento fue patentado por el francés Joseph Louis Lambot, en 1855, y concierne a un material similar al hormigón, que se refuerza con varias capas de malla de alambre delgado, como malla hexagonal o de gallinero, malla electro soldada o acma, y algunas piezas de fierro, formando un entramado que se recubre con la mezcla de cemento, arena y agua (mortero), formando un estructura especial con un espesor entre 6 y 8 cm, donde la geometría de la cisterna con forma de cilindro le otorga una rigidez y resistencia adecuadas para la acumulación del agua (Mora, Jiménez, Carrasco, & Abarca, 2016).

El derecho humano al agua

Desde la noción de seguridad hídrica existen dos concepciones sobre derechos de agua: “las que predicen la homogeneidad y la universalidad y adoptan una visión de los derechos con normativas centradas en el Estado”, que funcionan como herramienta y condición para facilitar el intercambio y el comercio del agua; y los derechos de agua basados “en el reconocimiento explícito de su especificidad histórica y su arraigo en situaciones ecológicas y culturales particulares”, constituidas en el entendimiento de las normas vigentes, las prácticas para el control local del agua y las relaciones de poder existentes (Zwarteveen & Boelens, 2011a).

La concepción del Estado sobre derecho al agua quedó pactado en la observación general núm. 15 del Pacto Internacional de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales; fundamenta que el derecho humano al agua “es el derecho de todos a disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico”, para evitar la muerte, reducir riesgos de enfermedades, satisfacer necesidades de consumo, cocina, higiene personal y domésticas; este derecho es indispensable y condición previa para ejercer otros derechos humanos para una vida digna (ONU, 2002).

El derecho humano al agua consiste en que “todas las personas tengan acceso al vital líquido y puedan utilizarlo en cantidades suficientes y en condiciones adecuadas para que sus necesidades de vida sean satisfechas de manera digna”, por lo que se trata de un

derecho básico inherente al ser humano, común a todos, no objeto de negociación e inalienable (Azar, 2018).

En un enfoque social compatible en algunos aspectos con los enfoques público y comunitario, destaca que la dignidad humana es lo primero, y que el acceso universal al agua suficiente para las necesidades básicas es una prioridad absoluta y no negociable (Langford & Khalfan, 2006).

Desde la perspectiva del derecho humano al agua de las comunidades y pueblos indígenas, el Sistema Interamericano de Protección de Derechos Humanos considera que el derecho de acceso a agua limpia y de calidad está vinculado con la propiedad del territorio ancestral, por lo que las tierras y los recursos existentes deben protegerse como derecho a su propiedad, para que las comunidades realicen sus costumbres ancestrales, como derecho a la vida cultural, y puedan gozar de una vida digna (Salmón, 2012).

La configuración anterior se enfoca al reconocimiento cultural de la justicia del agua; reconocer y respetar las diferentes formas de tratar, organizar y hablar de agua, basadas en la diversidad, identidad y cultura, otorgando autonomía a las comunidades de usuarios de agua para construir y aplicar sus propias normas (Zwarteveen & Boelens, 2011b).

Desde la cosmovisión de los pueblos originarios "el agua como derecho universal y comunitario es de todos y es de nadie. Pertenece a la tierra y a los seres vivos, incluyendo al ser humano. Se distribuye equitativamente de acuerdo a necesidades, costumbres y normas comunitarias, y según su disponibilidad cíclica" (Huanacuni, 2010).

Algunos países andinos han incluido en sus constituciones este paradigma. En la República de Ecuador, el agua es parte de la *Pacha Mama* (Madre Naturaleza) y se reconoce al agua como un derecho humano fundamental e irrenunciable, reconocido como los Derechos del Buen Vivir (Asamblea Constituyente, 2008; Martínez, 2017).

Con la misma ideología, en Bolivia, el derecho al agua prioriza su uso, acceso y aprovechamiento como recurso estratégico en cantidad y calidad suficiente para satisfacer la conservación de los sistemas de vida, las necesidades domésticas de las personas y los procesos productivos (Gaceta Oficial del Estado Plurinacional de Bolivia, 2012).

En este estudio se expresan ambas formas de reconocer el derecho humano al agua por las comunidades rurales ubicadas en una condición de estrés hídrica. No obstante, se analiza con el paradigma del Estado.

Materiales y métodos

Características de la región de estudio: la mixteca baja poblana

El estudio se realizó en 30 comunidades de nueve municipios de la región Mixteca mixteca baja, al sur del estado de Puebla, México: *Tehuizingo* (Los Hornos de Zaragoza, Cuapulutla, Tecolutla, Tuzantlán y Atopolitlán); *Ahuehuetitla* (Guadalupe Alchipini, Piedra Blanca y San Vicente El Peñón); *Chinantla* (San Miguel Buenavista, Cuatecontla y Amatepetlán); *San Jerónimo Xayacatlán* (Cañada Estaca, El Cuajilote y Gabino Barrera); *San Pablo Anicano* (San Miguel Tulapa, El Pedregoso y Francisco González Bocanegra); *Tecomatlán* (Mixquiapan, Xantoxtla, Tempexquixtle y Tezoquipan); *Chila de la Sal* (San Pedro Ocotlán); *Tulcingo de Valle* (La Ciénega, Guadalupe Tulcingo, Aguacatlán y Francisco Villa), y *Piaxtla* (Loma Bonita, Yetla, Santa María y Atempa) (Figura 1).

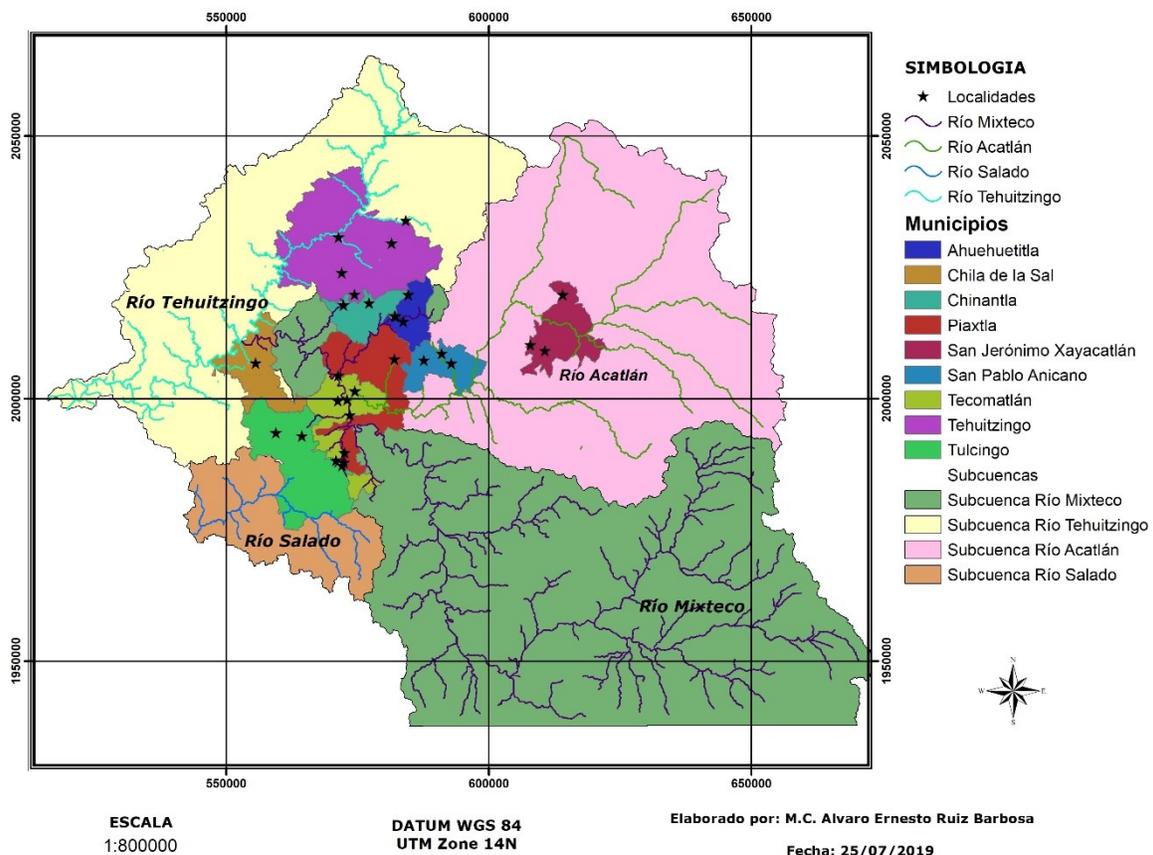


Figura 1. Localización de las subcuencas, principales ríos, municipios y comunidades de la zona de estudio en la mixteca baja poblana. Fuente: elaboración de Álvaro Ernesto Ruiz-Barbosa, con datos vectoriales del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2015).

De acuerdo con el Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (Inafed, 2010), el área de estudio pertenece a la región mixteca baja del estado de Puebla; comprende una superficie de 1 677.6 km². Se localiza entre los paralelos 17° 06' y 18° 30' de latitud norte, y 97° 50' y 98° 33' de longitud oeste. Presenta tres tipos de

climas: el Aw0(w) cálido subhúmedo con lluvias en verano; el (BS1(h´)w(w) semiseco, muy cálido y cálido (BS1(h´)w(w), y el A(C)w0(w) semicálido subhúmedo con lluvias en verano. La altura sobre el nivel del mar fluctúa entre 700 y 1 200 metros; precipitaciones entre 600 y 1 000 mm; temperaturas entre 20 y 26 °C, y suelos leptosoles, regosoles, phaeozem y vertisoles (INEGI, 2010).

En los nueve municipios estudiados se reportó para 2010 una población de 43 622 habitantes (3.7 integrantes); 3 210 hogares tenían jefatura femenina (INEGI, 2011).

Técnicas de investigación

Para la generación de datos se aplicaron las siguientes técnicas de investigación:

a) Encuesta, se aplicó a 221 familias beneficiarias con una cisterna de ferrocemento con el proyecto estratégico de seguridad alimentaria (PESA), de un total de 521. Para determinar el tamaño de muestra se utilizó el muestreo simple aleatorio sin reemplazo, y para la identificación de sus elementos se utilizaron procesos aleatorios. El análisis se presenta en la Ecuación (1):

$$n = \frac{NZ_{\alpha/2}^2 pn \quad qn}{Nd^2 + Z_{\alpha/2}^2 pn \quad qn} \quad (1)$$

Donde:

n = tamaño de muestra.

N = tamaño de la población = 521.

d = precisión 0.05.

$Z_{\alpha/2}$ = confiabilidad 1.96.

$pn = 0.5$; $qn = 0.5$ (varianza).

Resultado de $n = 221$.

Para acopiar información de campo se aplicó un cuestionario a los jefes o jefas de familia de los 221 casos que resultaron del proceso aleatorio. El cuestionario consideró preguntas sobre dos momentos del entorno del agua en el hogar: a) contexto antes de introducir la innovación (antes de construir la cisterna de ferrocemento), y b) escenario después de construir la cisterna de ferrocemento, con el apoyo del proyecto estratégico de seguridad alimentaria. Para estimar el volumen de agua en cada hogar para ambos contextos (antes y después de la cisterna de ferrocemento), se consideraron la Ecuación (2) y la Ecuación (3):

a) Contexto antes de la cisterna:

$$VTADH = AAA + AAB + AAC + ACCC + ACG \quad (2)$$

b) Escenario después de la cisterna:

$$VTADH = AAA + AAB + AAC + ACCC + ACG + ACLL \quad (3)$$

Donde *VTADH* es el volumen total de agua disponible en el hogar; *AAA*, agua acarreada a pie; *AAB*, agua acarreada en burro; *AAC*, agua acarreada en camioneta; *ACCC*, agua comprada de camión cisterna; *ACG*, agua comprada de garrafón, y *ACLL*, agua cosechada de la lluvia.

Se recogió información sobre el acceso y volúmenes de agua de uso doméstico disponibles por familia a través del acarreo a pie, en burro, en camioneta y la compra del servicio del camión cisterna (camión pipa), así como la compra en garrafón. Respecto al agua de la red pública (agua entubada), sólo se indagó sobre la periodicidad.

b) Medición directa. Para generar información precisa de las cisternas de ferrocemento y conocer la capacidad del volumen de agua, se realizaron mediciones directas a 221 cisternas sobre los siguientes indicadores: diámetro, altura y longitud (profundidad). Para calcular el volumen se utilizó la Ecuación (4):

$$Vc = n * r^2 * h \quad (4)$$

Donde V_c es volumen del cilindro; π , una constante (3.14); r , radio, y h es la altura.

c) Observación participante. El investigador participó en todo el proceso de planeación, ejecución y evaluación del proyecto. Esta forma de relación directa permitió conocer y registrar la situación antes y después de la construcción y el uso de la cisterna de ferrocemento (innovación) en el hogar. Se realizaron recorridos por el territorio, reuniones de análisis y planeación, talleres de capacitación y entrevistas, con el objeto de conocer el problema de escasez de agua, las fuentes de abastecimiento, las condiciones del territorio, los utensilios, las obras de almacenamiento y las formas de apropiación del agua.

Análisis de la información

La información acopiada a través del cuestionario y de la medición directa se organizó en hojas de Excel para su posterior análisis en el *software Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS). La información resultante de la observación participante se registró en libretas de campo y permitió complementar los datos.

Resultados

El agua en el contexto de las comunidades de estudio

El área de estudio pertenece a la Región Hidrológica Administrativa IV Balsas (RHA IV Balsas), que coincide con la Región Hidrológica (RH) 18 Balsas (Conagua & Semarnat, 2012). La mayor parte de la superficie forma parte de la cuenca del río Atoyac y una menor parte del río Tlapaneco, dentro de la subcuenca de los ríos Mixteco, Acatlán, Atoyac-Tehuizingo y Salado. Existe un cuerpo de agua perenne llamado Boqueroncitos. Las corrientes de agua perennes que fluyen por el territorio son los ríos Atoyac, Mixteco, Acatlán y Tecoloyan, y los intermitentes: El Chilsolote, Laguna Seca, La Trompeta, Tizaac, Valiente, Paredón, Tulapa y El Chahuate (INEGI, 2010).

En el territorio existen escasas fuentes de agua y precipitaciones muy erráticas, que no sólo afectan la producción agrícola y pecuaria, sino la satisfacción de las necesidades de agua para consumo humano,

higiene personal y diferentes actividades del hogar (lavar ropa y trastes, preparar alimentos y limpiar la casa).

El INEGI (2011) reportó para 2010 que de los 11 380 hogares en los nueve municipios de estudio sólo 60.2% disponía de agua de la red pública en el ámbito de la vivienda. La situación de los municipios de Tehuiztzingo y Chila de la Sal se tornó más grave, pues menos de la mitad de la población disponía de agua de la red pública. Sin embargo, ninguno de los municipios disponía de agua en todos los hogares (Figura 2).

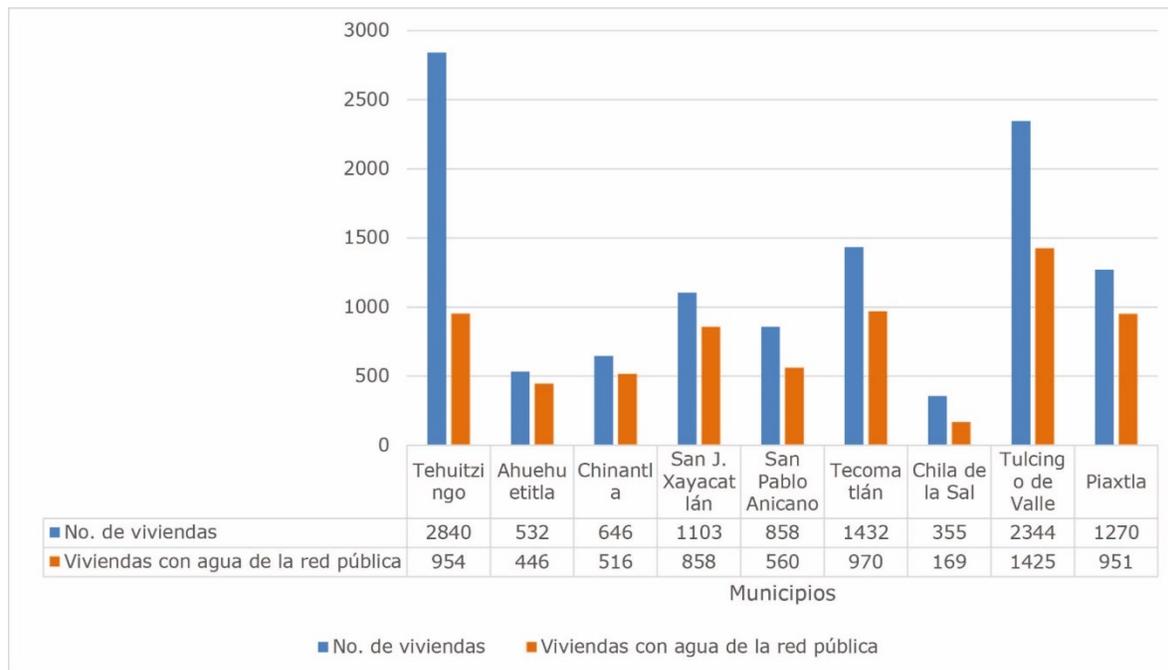


Figura 2. Disponibilidad de agua de la red pública en el ámbito de la vivienda en 2010, en nueve municipios de la mixteca baja poblana.

Fuente: elaboración propia con datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2011). México en cifras.

Un estudio más reciente realizado en las 30 comunidades confirma que 40.3% de las familias carece de agua entubada, por lo que 76.5% acarrea agua a pie, en burro y en camioneta, y compra agua del servicio de camión cisterna y de garrafón (Ocampo & Villarreal, 2014).

Cambios y aportaciones de la innovación social al derecho humano al agua

Cambios derivados con la innovación social

Los resultados (Tabla 1) muestran que la innovación (cisterna de ferrocemento) aportó beneficios sociales y económicos a las familias de la mixteca en diferentes aspectos, con base en los factores pactados en la observación general núm. 15 (2002) del derecho al agua (artículos 11 y 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales), que considera los siguientes factores que se aplican en cualquier situación (ONU, 2002):

Tabla 1. Situación de las familias antes y después de instalar la innovación (cisterna de ferrocemento), con base en la observación general número 15 de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), en la mixteca baja poblana.

Observación general número 15 de la ONU	Condición	Indicador	Condición para el óptimo (100%)	Situación antes de la innovación	Situación después de la innovación
Disponibilidad (Abastecimiento)	Entre 50 y 100 litros/persona/día ¹ (OMS, en ONU, 2010)	Porcentaje de hogares que disponen entre 50 y 100 litros/persona/día	100%	97.1%	100%
		Capacidad de almacenamiento por hogar (litros)	30 000 litros (estimado para la región en la época seca)	5 500 (18.3%)	18 953 (63.2%)
		No. de días que alcanza el agua almacenada para los usos del hogar	60 días	13.8 (23%)	47.4 (79%)
Calidad	Agua salubre: color, olor y sabor aceptable (ONU, 2002)	No. de familias que usan el agua de la cisterna para beber	221	0	59 (26.7%)
		No. de familias que usan el agua de la cisterna para beber sin ningún tratamiento	0	0	24 (10.9%)
		No. de familias que usan el agua de la cisterna para beber	221	0	35 (15.8%)

		con algún tratamiento: hervir, clorar, ambos, colar			
Accesibilidad Física	La fuente de agua debe encontrarse a menos de 1 000 metros del hogar (WHO, 2003)	% de familias que recorren más de 1 000 metros	0%	31.5%	28%
	El tiempo de desplazamiento para la recogida no debería superar los 30 minutos (WHO, 2003)	% de familias que se desplazan más de 30 minutos	0%	20.4%	19%
		Tiempo dedicado por día por la familia al acarreo del agua (minutos/día/familia)	30 o menos minutos	125 (208.3%) 4.2 veces más	95 (158.3%) 3.2 veces más
		Número de familias que no acarrear agua	221	52 (23.5%)	131 (59.3%)
		Litros de agua acarreados y/o comprados por familia por todos los medios por día (l/fam/día)	14.4 litros (garrafón)	363.6	228.2
		Número de personas de la familia que no deberían dedicarse al acarreo de agua por día	0	2	2
Accesibilidad Económica	El costo del agua no debería superar el 3% de los ingresos del hogar ² (PNUD, en ONU & OMS,	Costo por acarreo y compra de agua anualmente (\$/año/familia)	Igual o menor a \$1 240.92 (Ingreso promedio	15 701.7	11 151.7

	2011)		anual \$41 364.0)		
No discriminación	El agua, los servicios y las instalaciones deben estar accesibles a toda la población (ONU, 2002)	Número de familias que dispone del servicio de agua de la red pública	221	132 (59.7%)	144 (65.2%)
		Número de familias que dispone del servicio de agua de la red pública todo el año	221	119 (53.8%)	131 (59.3%)
		Número de familias que dispone de una cisterna de ferrocemento	221	0	221 (100%)
Acceso a la información	Toda la población tiene derecho a recibir información (ONU, 2002)	Número de familias que recibieron información de la cisterna a través del pesa	221	0	221 (100%)

¹ El acceso óptimo es entre 100 y 200 litros por persona por día (WHO, 2003).

² Los gobiernos y los organismos internacionales han establecido a menudo un umbral de asequibilidad que oscila entre el 2% y el 6% del gasto total (OMS & UNICEF, 2017).

Fuente: elaboración propia con información de campo y de ONU (2002, 2010); WHO (2003); ONU & OMS, 2011.

I. La disponibilidad. Cada persona debe tener un suministro de agua continuo y suficiente para los usos personales y domésticos, que considera consumo, saneamiento, preparación de alimentos, e higiene personal y doméstica. Las necesidades de cada persona pueden variar y

necesitar más agua por razones de salud, clima y condiciones de trabajo.

La Organización Mundial de la Salud establece que la disponibilidad de agua debe ser entre 50 y 100 litros por persona al día (ONU, 2010). Otros estándares consideran que 50 litros por persona por día de agua limpia son suficientes para las necesidades humanas (Gleick, 1996).

Para el caso en estudio, 97.1% de los hogares cumplía esta condición antes de disponer de la cisterna de ferrocemento, situación que cambió al 100% con la innovación. Sin embargo, por las condiciones ambientales de la región, el volumen debería ser mayor. Un acceso óptimo debe ser entre 100 y 200 litros por persona por día (WHO, 2003).

La capacidad de almacenamiento aumentó en un 244.6%; antes de instalar la cisterna cada familia disponía en promedio de 5 500 litros. Con la innovación, se sumaron en promedio 13 453 litros, aumentando a 18 953 litros por familia, situación que propició almacenar mayor volumen de agua de lluvia y de camión cisterna, y aumentar en 128.6% el número de familias que compraron agua de camión cisterna en época seca en comparación a la situación anterior.

Estimaciones realizadas con las familias, son necesarios 30 000 litros para la época más seca (marzo, abril y mayo); antes de la cisterna la capacidad de almacenamiento era de 18.3%, con la innovación tienen una capacidad de 63.2%, es decir, aún es insuficiente, se necesitan cisternas de mayor volumen u otra de la misma capacidad.

Respecto al número de días que alcanza el agua almacenada (volumen de todos los depósitos), resultó que sin cisterna el volumen de agua alcanzaba para 13.8 días y con cisterna 47.4 días; es decir, se incrementó 79.0%.

II. La calidad. El agua para cada uso personal o doméstico debe ser salubre, y estar libre de microorganismos o sustancias químicas o radiactivas que amenacen la salud de las personas, y tener un color, un olor y un sabor admisibles (ONU, 2002). Para el caso en estudio no se realizaron análisis de agua, solo se consideró la opinión sobre el tratamiento que proporcionan al agua (captada en la cisterna) que usan para ingesta.

Las opiniones muestran que el 26.7% de las familias usan el agua de la cisterna para tomar, 10.9% lo usan sin ningún tratamiento y 15.8% la hierven, la cloran, hacen ambos tratamientos o la filtran. Un estudio realizado por López, Ocampo y Tornero (2015) en municipios vecinos, para determinar si el agua de lluvia almacenada en cisternas de ferrocemento cumple los criterios de calidad para consumo humano de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994, mostró que los componentes fisicoquímicos están dentro de los parámetros para que el agua pueda ser utilizada para consumo humano y otros usos. Sin embargo, es necesario realizar estudios microbiológicos.

III. La accesibilidad presenta cuatro dimensiones:

a) *Accesibilidad física*. Toda la población debe tener acceso al agua, a las instalaciones y a los servicios de agua. Cada hogar y espacio educativo o de trabajo debe tener acceso a agua suficiente, salubre y aceptable, y tanto las instalaciones como el servicio debe ser de calidad y adecuados a las condiciones de la población (ONU, 2002).

Las familias deben de recorrer menos de 1 000 metros y el tiempo para la recogida de agua no debe ser mayor a los 30 minutos (WHO, 2003). Antes de la cisterna 31.5% de las familias recorrían más de 1 000 metros y con la innovación el número de familias disminuyó a 28.0%. En el mismo sentido el número de familias que se desplazan más de 30 minutos disminuyó de 20.4 a 19.0%. Disponer de un abastecimiento regular de agua en la vivienda, evitaría que mujeres y niños dedicaran tiempo y energía física para ir a recoger agua de fuentes distantes (ONU & OMS, 2011).

En relación al tiempo dedicado al acarreo de agua por día por familia disminuyó en 24.0%. Antes cada persona utilizaba en promedio 25 minutos por viaje, realizaba 2.5 viajes, y se empleaban 2 personas, resultando dos horas y 5 minutos por familia; posteriormente cada persona utilizó en promedio 25 minutos por viaje, realiza 1.9 viajes, y se emplean 2 personas, resultando una hora y 35 minutos por familia al día. Actualmente cada familia dispone de media hora más al día para realizar otras actividades.

El número de familias que dejaron de acarrear agua aumentó de 23.5 a 59.3% antes y después de disponer de la cisterna, respectivamente; es decir, 35.7% dejaron de acarrear agua dedicando el tiempo a otras actividades. Considerando que las familias no debería

acarrear agua y solo comprar 14.4 l de garrafón para beber y cocinar, los datos muestran que los litros acarreados y/o comprados por familia por día disminuyó de 363.6 l a 228.2 l después de la cisterna. A pesar de lo anterior, el número de personas por familia dedicadas a acarrear agua no sufrió modificación en las familias que continuaron el acarreo; es decir, dos personas por familia continuaron acarreado agua.

b) Accesibilidad económica. Toda persona debe tener acceso al agua, al servicio y a las instalaciones. Los costos y cargos directos e indirectos relacionados con el abastecimiento de agua deben ser accesibles y no deben poner en riesgo otros derechos humanos (ONU, 2002).

Al respecto las familias se favorecieron al disminuir en un 29% el monto anual por pago de agua acarreada y comprada de camión cisterna y garrafón. Actualmente el ahorro es de \$4 550.00 anuales. Miranda-Trejo (2013) reporta gastos por \$3 600.00 tan solo por compra de agua de camión cisterna en el municipio de Tepexi de Rodríguez, Puebla, también dentro de la mixteca.

c) No discriminación. Ningún grupo social incluyendo los más vulnerables y marginados debe ser discriminado; todos tienen derecho al agua y los servicios e instalaciones de agua (ONU, 2002).

En este sentido, en una comunidad se construyó un depósito comunitario de 40 000 l, abastecido de un pozo de uso comunitario y conectado a una red de abastecimiento que alimenta a las 30 cisternas familiares de 18 000 l, aumentando de 59.7 a 65.2% el servicio de la red pública, y la disponibilidad de agua todo el año de 53.8 a 59.3% antes y después de construida las cisternas, respectivamente. Por otro

lado, el 100% de las familias participantes instaló una cisterna de ferrocemento que antes no tenía.

d) Acceso a la información. Toda la población tiene derecho a la información sobre los aspectos del agua (ONU, 2002).

En este sentido al 100% de las comunidades y familias seleccionadas para participar en el programa, se les compartió información sobre el programa de seguridad alimentaria y en específico sobre las cisternas de ferrocemento. Sin embargo, por criterios de selección no todas las familias resultaron beneficiadas.

Discusión

La concepción del Estado sobre el derecho al agua proyecta satisfacer necesidades de consumo, cocina, higiene personal y doméstico para evitar la muerte, reducir riesgos de enfermedades y para una vida digna (ONU, 2002). Desde un enfoque social destaca el acceso universal al agua suficiente para las necesidades básicas como prioridad absoluta (Langford & Khalfan, 2006) y considera el derecho al agua vinculada a la vida cultural de los pueblos para gozar de una vida digna (Salmón, 2012).

En este proyecto se articularon las dos concepciones; por un lado, la participación del Estado en la gestión de un proyecto para cosechar agua de lluvia, facilitando tecnología y conocimientos, y por otro, la organización, participación y conocimientos de las comunidades para construir las cisternas de ferrocemento, como una innovación social en la región.

Considerando los alcances de este estudio, fue posible evaluar los aportes de la innovación social a los hogares y los avances en materia de derecho humano al agua. Lo primordial es que la innovación solucione problemas sociales relevantes y satisfaga necesidades de la población mostrando sus bondades en relación a otras soluciones (Van der Have & Rubalcaba, 2016; Álvarez-González *et al.*, 2017).

Con base en los factores pactados por la ONU en la observación general No. 15 (2002) (ONU, 2002), la innovación benefició a las familias, contribuyendo al derecho humano al agua.

De las 221 familias entrevistadas, el 100% opinó haber recibido diferentes beneficios con la cisterna de ferrocemento. 61.2% opinó que los tres principales fueron: a) disponer de un depósito con mayor capacidad en relación al conjunto de depósitos que tenía antes de la cisterna; b) disponer de agua para regar plantas del huerto y, c) disminuir el acarreo de agua en las diferentes formas que lo hacía. Otros beneficios se refirieron a la disponibilidad de agua para la época más seca del año (marzo a mayo), disminuir el gasto por compra de agua, acceder al agua para diversos usos del hogar y para abreviar a los animales, principalmente caprinos, bovinos, aves de corral y asnos (Figura 3). Pol y Ville (2009) señalan que una innovación para que sea

social debe mejorar las condiciones económicas y sociales; es decir, mejorar la calidad de vida. Los resultados revelan esta característica de la cisterna de ferrocemento.

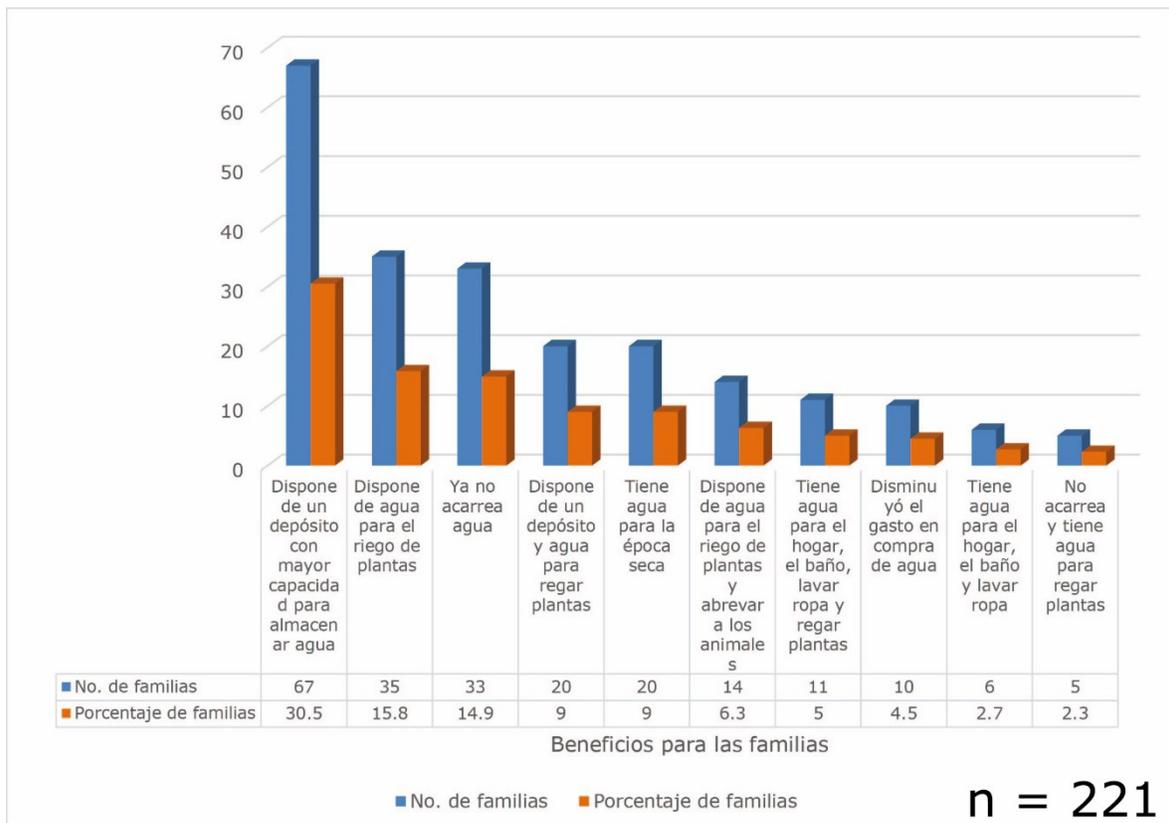


Figura 3. Beneficios de la cisterna de ferrocemento en opinión de las familias (No. y %). Fuente: elaboración propia con base en información de campo.

Estos resultados coinciden con lo reportado en otros estudios. Contreras, Vásquez, Zapata y Bustos (2011) registraron disminución de carga de trabajo (por acarreo de agua) en las mujeres y disponibilidad

de agua hasta seis meses, por aumentar la capacidad de captación y almacenamiento de agua de lluvia, en tres comunidades de Querétaro, México.

Por sus beneficios la innovación social se ha promovido por los programas públicos en muchos países. En México, se implementó a través del proyecto estratégico de seguridad alimentaria (PESA), para la cosecha de agua para el hogar saludable y la producción de alimentos. Una evaluación del programa realizada en diez entidades a una muestra de 1 078 beneficiarios reportó que la disponibilidad de agua pasó de 28.7% con acceso temporal a 62.9% con disponibilidad todo el año; los beneficiarios que almacenaban agua aumentó de 45% antes del proyecto a 90% (Sagarpa, 2013). Otro programa semejante se implementó en el semiárido brasileño "Un millón de cisternas" para la captación de agua de lluvia para el consumo humano (PNUD, 2016).

La introducción de la innovación planteó como objetivo cosechar y almacenar agua de lluvia para el hogar saludable; las necesidades obligaron a las familias a utilizar el agua en diferentes actividades en forma combinada, tanto para la higiene y bebida personal, las actividades del hogar (lavado de ropa y trastes, limpieza y preparación de alimentos), el riego de plantas cultivadas en macetas y pequeños espacios y para los animales. 91.9% de las familias la utilizaron para la producción de alimentos (riego de plantas), 79.2% para las necesidades del hogar, 75.6% para la ingesta e higiene personal y 64.8% para bebida de animales (Figura 4).

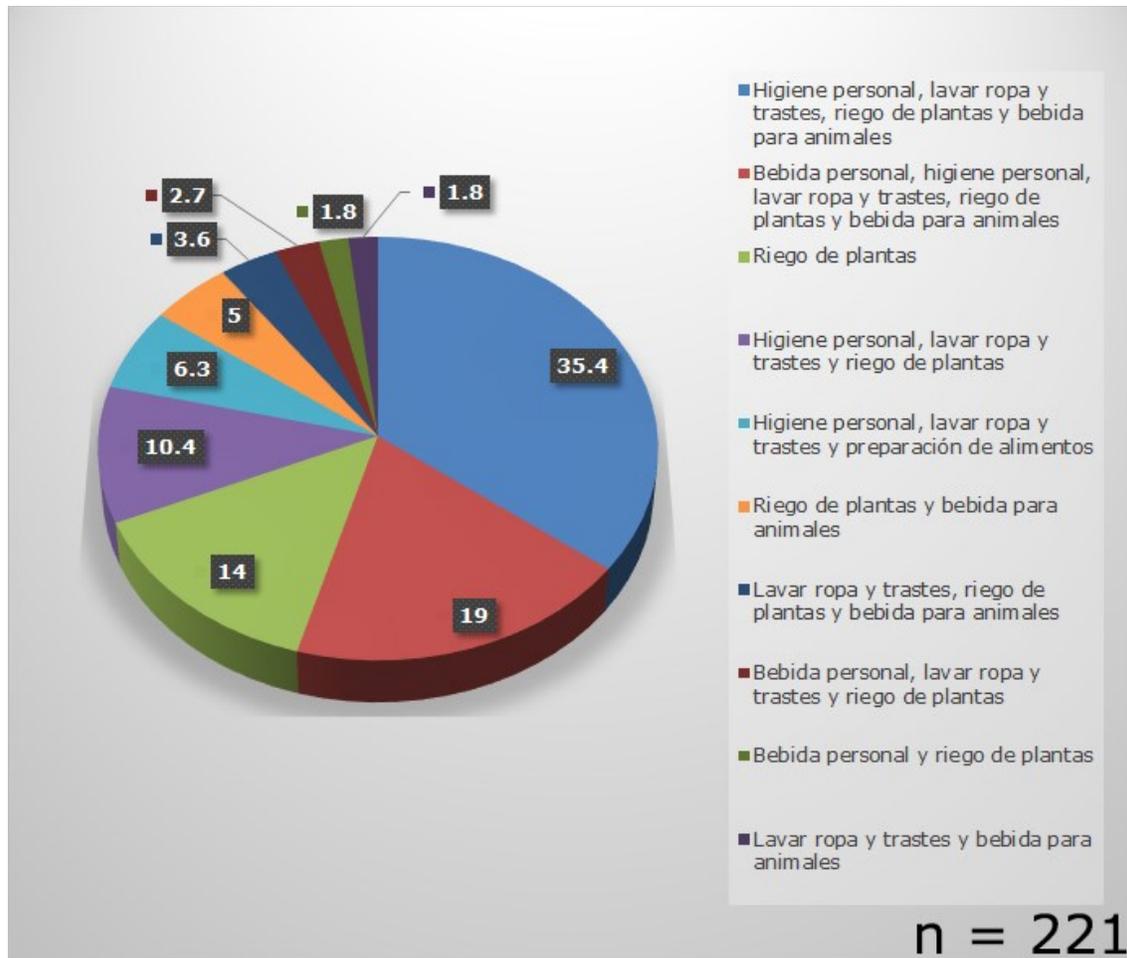


Figura 4. Usos del agua almacenada en cisternas de ferrocemento en la región mixteca baja de Puebla (% de familias). Fuente: Elaboración propia con base en información de campo.

Mora, Jiménez, Carrasco y Abarca (2016) señalan que el agua almacenada en cisternas de ferrocemento puede ser usada en la producción agrícola, para bebida de animales e incluso humana, sobre todo en periodos de escasez de agua; al ser un sistema cerrado, existe menos riesgo por contaminación de microorganismos.

Además, la innovación provocó cambios en las relaciones sociales de cooperación para resolver problemas relevantes de una necesidad colectiva como lo señala Van der Have y Rubalcaba (2016). La apropiación de la innovación mostró la capacidad de la gente para explorar otro método de captación de agua con beneficios sociales como lo sugiere Smith (2017), donde influyó el uso de metodologías participativas para escuchar a la comunidad sobre sus necesidades, aspiraciones y sus propuestas de solución, permitiendo conocer el sistema de valores, creencias y comportamientos para la toma de decisiones estratégicas de acuerdo a Espiau (2017).

No obstante a los progresos falta mucho por hacer; es primordial reconocer el acceso al agua como un derecho humano, y priorizar políticas y garantizar el acceso a agua limpia y de calidad (Ribeiro, 2018), sobre todo, en condiciones semiáridas como el caso estudiado, con pocas fuentes de agua y precipitaciones bajas e irregulares. Gleick (1996) señala que las condiciones climáticas (entre otras) influyen en la cantidad de agua de uso doméstico necesaria por persona por día, y considera que para comunidades rurales de climas secos debe ser entre 60 y 80 litros per cápita al día. Sin embargo, la WHO (2003) (sin especificar condición climática) recomienda entre 100 y 200 litros por persona por día.

Lo anterior plantea continuar con proyectos más eficaces a partir de esta experiencia. La apropiación de la innovación social fue el resultado de la coparticipación del Estado y de las comunidades que compartieron recursos y trabajo para un mismo objetivo. Estas últimas, basadas en su experiencia en organización comunitaria, en prácticas

tecnológicas locales para cosechar agua, y en las relaciones de poder construidas en su contexto histórico, ecológico y cultural, aprovecharon los apoyos del Estado, logrando generar una nueva experiencia para afrontar la escasez de agua.

Importante considerar las limitantes del proceso y tratar de cambiarlas. Por parte de los actores externos persisten largos trámites administrativos, gran número de actores institucionales, retraso en la entrega de los materiales de construcción y un excesivo proceso de evaluación. En los actores internos existe desconfianza en las instituciones. Es necesario el trabajo en coparticipación y en una relación de confianza.

Conclusiones

La introducción de las cisternas de ferrocemento para la cosecha de agua de lluvia como alternativa al déficit de agua en los hogares de la región mixteca resultó ser una innovación social aceptada por las familias. El aumento del volumen hídrico en sus hogares disminuyó la presión sobre el acceso al agua y contribuyó a satisfacer las necesidades personales y domésticas, y en algunos casos, asegurar agua para la producción de plantas a pequeña escala y para los animales de corral.

La innovación social generó algunos beneficios que sugieren contribuciones al derecho humano al agua, con base en los factores pactados por la ONU en la observación general núm. 15 del derecho al agua. En el atributo de disponibilidad de agua aumentó la capacidad de almacenamiento y, en consecuencia, el volumen per cápita mejoró en todos los hogares, ampliando el periodo de tiempo con agua disponible.

Respecto a accesibilidad física, disminuyó el número de familias que recorren más de 1 000 metros y las que se desplazan más de 30 minutos para recoger agua; también se redujo el tiempo dedicado por familia al acarreo, al igual que el número de familias que acarrean agua y el volumen de agua acarreada y/o comprada. En accesibilidad económica, el impacto fue positivo, al reducir el gasto económico por acarreo y compra de agua. La innovación provocó cambios incrementales y transformacionales de la vida de las familias.

Sin embargo, los resultados valorados como positivos por los beneficiarios de las cisternas son insuficientes para resolver el problema de estrés hídrico en los hogares. En tanto las familias continúen acarreando y comprando agua de camión cisterna y no tengan acceso al agua de calidad de una red pública en forma continua, no se cumplirá el derecho humano al agua. El acarreo a pie o en burro en condiciones abruptas (barrancas, pendiente, temperatura, etc.), con alta participación de mujeres y niñas y niños es vulnerar sus derechos a una vida digna.

Por otro lado, la cisterna de ferrocemento como nueva idea asociada con el estrés hídrico, motivó la participación de las familias (hombres, mujeres, jóvenes y niños), quienes asumieron el compromiso

de autoconstruirlas. Un elemento generador de movilización fue el apoyo del Estado; asistió con materiales de construcción y con la capacitación, favoreciendo la apropiación de la innovación social. En este contexto, las políticas públicas deberían tener una visión de la innovación con efectos sociales, facilitando la participación de los ciudadanos para fomentar el desarrollo social.

Por las condiciones naturales de la mixteca son necesarios proyectos comunitarios y micro regionales para la cosecha, almacenamiento, conservación y manejo sostenible del agua. Ello demanda mayor intervención de los diferentes niveles del gobierno y más participación de la población en procesos de planeación, ejecución y evaluación de los proyectos enfocados al acceso al agua potable.

Referencias

- Alijani, S., & Wintjes, R. (2017). Interplay of technological and social innovation. *SIMPACT Working Paper*, 2017(3). Gelsenkirchen, Germany: Institute for Work and Technology. Recuperado de http://www.simpact-project.eu/publications/wp/WP_2017-03_AlijaniWintjes.pdf
- Álvarez-González, L. I., García-Rodríguez, N., Sanzo-Perez, M. J., & Rey-García, M. (2017). Análisis multidimensional del concepto de innovación social en las organizaciones no lucrativas españolas. Evidencias prácticas. *Revista Española del Tercer Sector*, (36), cuatrimestre II, 23-48. Recuperado de

https://www.accioncontraelhambre.org/sites/default/files/documentos/revista_rets_n36.pdf

Amaro, R. M., Morales, S. M. A., & Villavicencio, C. D. (2011). Problemas relacionados con los indicadores sobre formación de recursos humanos en ciencia y tecnología en México. En: Villavicencio, C. D. H., Martínez, M. A., & López, De A. P. L. (coords.). *Dinámicas institucionales y políticas de innovación en México* (pp. 249-271). México, DF, México: Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, y Plaza y Valdés S. A. de C. V.

Asamblea Constituyente. (2008). *Constitución de la República del Ecuador*. Recuperado de <https://www.wipo.int/edocs/lexdocs/laws/es/ec/ec030es.pdf>

Azar, L. B. A. (2018). Derecho humano de acceso al agua y su relación con la gestión del vital líquido en el sistema jurídico mexicano. En: Chan, S., Ibarra, P. F., & Medina, A. M. de J. (coords). *Bioética y bioderecho. Reflexiones clásicas y nuevos desafíos* (pp. 411-438). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Boni, A., Belda-Miquel, S., & Pellicer-Sifres, V. (2018). Innovación transformadora. Propuestas desde la innovación social colectiva para el desarrollo humano. *Recerca, revista de pensament i anàlisi*, (23), 67-94. DOI: 10.6035/Recerca.2018.23.4

Conagua & Semarnat, Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *Programa Hídrico Regional Visión 2030. Región Hidrológico-Administrativa IV Balsas*.

Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Contreras, C. E. A., Vásquez, G. V., Zapata, M. E., & Bustos, C. D. A. (2011). Género y tecnología doméstica. Análisis de la transferencia de un paquete de ecotecnias a mujeres rurales de Querétaro, México. *Revista Venezolana de estudios de la mujer*, 16(36), 99-116.

Espiau, I. G. (2017). Nuevas tendencias de la innovación social. *Revista Española del Tercer Sector*, (36), cuatrimestre II, 139-168. Recuperado de https://www.accioncontraelhambre.org/sites/default/files/documents/revista_rets_n36.pdf

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2015). *La FAO y los 17 objetivos del desarrollo sostenible*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i4997s.pdf>

Gaceta Oficial del Estado Plurinacional de Bolivia. (2012). *Ley No. 300. Ley de 15 de octubre de 2012. Ley Marco de la Madre Tierra y Desarrollo Integral para Vivir Bien*. La Paz, Bolivia: Asamblea Legislativa Plurinacional. Recuperado de http://base.socioeco.org/docs/ley_20n_c2_b0_20300_20marco_20de_20la_20madre_20tierra.pdf

Gentes, I. G. (2001). *Derechos al agua de los pueblos indígenas en América latina*. Serie recursos naturales e infraestructura núm. 38.

Santiago, Chile: Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/6394/S01121099_es.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Gleick, P. H. (1996). Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs. *Water International*, 21(2), 83-92. DOI: 10.1080/02508069608686494.

Huanacuni, M. F. (2010). *Buen vivir/vivir bien. Filosofía, políticas, estrategias y experiencias regionales indígenas*. Lima, Perú: Coordinadora Andina de Organizaciones Indígenas.

Inafed, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. (2010). *Ficha básica municipal 2010*. México, DF, México: Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. Recuperado de <http://www.snim.rami.gob.mx/index2.html>.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010* (claves geoestadísticas: 21009, 21056, 21059, 21113, 21127, 21139, 21155, 21157 y 21191). Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/compendio.aspx>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2011). *México en cifras. Información nacional, por entidad federativa y municipios*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y

Geografía. Recuperado de
<http://www.beta.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/#>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Datos vectoriales*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Langford, M., & Khalfan, A. (2006). Introducción al agua como derecho humano. En: Esch, S., Delgado, M., Helfrich, S., Salazar, R. H., Torregrosa, M. L., & Zúñiga, P. T. I. *La gota de la vida: hacia una gestión sustentable y democrática del agua* (pp. 30-62). México, DF, México: Fundación Heinrich Böll. Recuperado de https://mx.boell.org/sites/default/files/libro_la_gota.pdf

López, T. Z. G., Ocampo, F. I., & Tornero, C. M. A. (noviembre, 2015). Composición fisicoquímica del agua de lluvia almacenada y posibilidad de uso para consumo humano. En: Villanueva-Jiménez, J. A., & Jarquín-Gálvez, R. (coords.). *8º Congreso Nacional de Agricultura Sostenible*. Universidad Autónoma de Aguascalientes y Sociedad Mexicana de Agricultura Sostenible A. C., Aguascalientes, México.

Martínez, M. A. (2017). *El derecho al agua en el Ecuador. Un análisis desde la ciencia política y el derecho público*. Cuenca, Ecuador: Universidad de Cuenca. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/322317326_El_Derecho_al_Agua_en_el_Ecuador_Un_analisis_desde_la_Ciencia_Politica_y_el_Derecho_Publico

- Miranda-Trejo, M. (2013). *Gestión del agua público-urbana en la cabecera municipal de Tepexi de Rodríguez, Puebla* (tesis de maestría en ciencias). Colegio de Postgraduados, Campus Puebla, Puebla, México.
- Mitre, G. E. (2012). La protección del derecho al agua en el derecho constitucional comparado y su introducción en los criterios de tribunales internacionales de derechos humanos. *Pensamiento Jurídico*, (35), 231-252. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/274909056/Derecho-Al-Agua-Jose-Mitre-Guerra>
- Mora, L. D., Jiménez, S. N., Carrasco, J. J., & Abarca, R. P. (2016). Cisternas de ferrocemento: tecnología adecuada para la acumulación de agua de lluvias. En: Carrasco, J. (ed.). *Técnicas de captación, acumulación, y aprovechamiento de aguas lluvias* (pp. 74-108). Boletín INIA núm. 321. Rengo, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional Rayentué. Recuperado de http://www.produccion-animal.com.ar/agua_cono_sur_de_america/86-captacion_inia.pdf
- Morales, G. A. C. (2008). Innovación social: una realidad emergente en los procesos de desarrollo. *Revista de Fomento Social*, (251), 411-444.
- Ocampo, F. I., & Villarreal, M. L. A. (2014). Recursos hídricos, movilidad social territorial para su aprovechamiento y derecho humano al agua en comunidades de la mixteca baja de Puebla, México. *Ambiente y Desarrollo*, 18(35), 55-69. DOI: 10.11144/Javeriana.AyD18-35.rhms

- OEA, Organización de los Estados Americanos. (2013). *Actas y documentos, volumen I. "Cuadragésimo segundo periodo ordinario de sesiones"*. Cochabamba, Bolivia: Organización de los Estados Americanos (del 3 al 5 de junio de 2012). Recuperado de <http://www.oas.org/es/sla/docs/ag05796s04.pdf>
- OMS & UNICEF, Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. (2017). *Progresos en materia de agua potable, saneamiento e higiene. Informe de actualización de 2017 y línea de base de los ODS*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. Recuperado de <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/260291/9789243512891-spa.pdf;jsessionid=8202AA96D67C826359CDC64480EFB8B3?sequence=1>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (1948). *Declaración universal de los derechos humanos. Resolución de la asamblea general 217 A (iii) del 10 de diciembre de 1948*. Recuperado de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/TratInt/Derechos%20Humanos/INST%2000.pdf>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2002). *Observación general No. 15 (2002). El derecho al agua (artículos 11 y 12 del "Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales")*. Recuperado de <http://www.acnur.org/t3/fileadmin/Documentos/BDL/2012/8789.pdf?view=1>

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2010). *El derecho humano al agua y al saneamiento* (notas para los medios). Recuperado de http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_spa.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2013). *Objetivos de Desarrollo del Milenio* (Informe de 2013. Podemos erradicar la pobreza). New York, EUA: Naciones Unidas. Recuperado de <http://www.un.org/es/millenniumgoals/pdf/mdg-report-2013-spanish.pdf>

ONU & OMS, Organización de las Naciones Unidas, Organización Mundial de la Salud. (2011). *El derecho al agua*. (Folleto informativo No. 35). Ginebra, Suiza: Naciones Unidas y Organización Mundial de la Salud. Recuperado de <https://www.ohchr.org/Documents/Publications/FactSheet35sp.pdf>

ONU & CEPAL, Organización de las Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2016). *Agenda 2030 y los objetivos de desarrollo sostenible. Una oportunidad para América Latina y el Caribe*. Santiago, Chile: Naciones Unidas y Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de <http://www.sela.org/media/2262361/agenda-2030-y-los-objetivos-de-desarrollo-sostenible.pdf>

Pérez, L. R. (2015). La nueva cultura del agua, el camino hacia una gestión sostenible. Causas e impactos de la crisis global del agua. *Cuadernos de trabajo/Lan-koadernoak*, Hegoa, (68), 53. Recuperado de

<http://www.ehu.eus/ojs/index.php/hegoa/article/view/15672/135>
86

Planque, B. (2002). Reflections on innovation networks: Contractual vs. "conventional" networks, *42nd Congress of the European Regional Science Association: "From Industry to Advanced Services - Perspectives of European Metropolitan Regions"*, August 27th - 31st, 2002, Dortmund, Germany, European Regional Science Association (ERSA), Louvain-la-Neuve.

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2016). *Captación y aprovechamiento de agua de lluvia en América Latina. Experiencias y conclusiones de un debate*. Santiago, Chile: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

Pol, E., & Ville, S. (2009). Social innovation: Buzz word or enduring term? *The Journal of Socio-Economics*, (38), 878-885. DOI: 10.1016/j.socec.2009.02.011

Ribeiro, do N. G. A. (2018). El derecho al agua y su protección en el contexto de la Corte Interamericana de Derechos Humanos. *Estudios Constitucionales*, 16(1), 245-280. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/estconst/v16n1/0718-5200-estconst-16-01-00245.pdf>

Sagarpa, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2013). *Evaluación de Proyecto Estratégico de Seguridad Alimentaria (PESA) 2013. Informe final*. México, DF, México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

- Salmón, G. E. (2012). El derecho humano al agua y los aportes del sistema interamericano de derechos humanos. *Universitas. Revista de Filosofía, Derecho y Política*, (16), 245-268. Recuperado de <http://universitas.idhbc.es/n16/16-11.pdf>
- Salmón, E. (2013). Los (tímidos) aportes del derecho internacional a la construcción del derecho humano al agua. En: Hoogesteger, J. y Urteaga, P. (eds.). *Agua e Inequidad. Discursos, políticas y medios de vida en la región Andina*. Lima: IEP/Justicia Hídrica, 67-86. Recuperado de http://justiciahidrica.org/wp-content/bibtex/pdf/05_HoogestegerUrteaga_Cap5.pdf
- Secretaría de Gobernación. (2014). *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, vigésima primera edición*. México, DF, México: Secretaría de Gobernación. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/constitucion/marzo_2014_constitucion.pdf
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Atlas del agua en México 2016*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/AAM_2016.pdf
- Semarnat & Conagua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas del agua en México. Edición 2017*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf

- Smith, A. (2017). Innovación social, democracia y *makerspaces*. *Revista Española del Tercer Sector*, (36), 49-74. Recuperado de https://grassrootsinnovations.files.wordpress.com/2017/06/smith-2017-revista_rets_n36.pdf
- Van der Have, R. P., & Rubalcaba, L. (2016). Social innovation research: An emerging area of innovation studies? *Journals Research Policy*, 45(9), 1923-1935. DOI: 10.1016/j.respol.2016.06.010
- WHO, World Health Organization. (2003). *The right to water*. Recuperado de http://www2.ohchr.org/english/issues/water/docs/Right_to_Water.pdf
- Windrum, P., Schartinger, D., Rubalcaba, L., Gallouj, F., & Toivonen, M. (2016). The co-creation of multi-agent social innovations: A bridge between service and social innovation research. *European Journal of Innovation Management*, 19(2), 150-166. Recuperado de <https://doi.org/10.1108/EJIM-05-2015-0033>
- Zwarteveen, M., & Boelens, R. (2011a). La investigación interdisciplinaria referente a la temática de "justicia hídrica": unas aproximaciones conceptuales. En: Boelens, R., Cremers, L., & Zwarteveen, M. (eds.). *Justicia hídrica. Acumulación, conflicto y acción social* (pp. 29-58). Lima, Perú: Instituto de Estudios Peruanos, Justicia Hídrica y Fondo Editorial Pontificia Universidad Católica del Perú.

Zwarteveen, M., & Boelens, R. (2011b). Justicia hídrica: algunas reflexiones. En: Boelens, R., Cremers, L., & Zwarteveen, M. (eds.). *Justicia hídrica. Acumulación, conflicto y acción social* (pp. 455-467). Lima, Perú: Instituto de Estudios Peruanos, Justicia Hídrica y Fondo Editorial Pontificia Universidad Católica del Perú.

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-03

Artículos

**Determinación experimental de la rugosidad
equivalente e inicio de movimiento para fondo uniforme**
**Experimental determination of equivalent roughness
and motion initiation for uniform bed**

Klever Izquierdo-Ayala¹

Juan Antonio García-Aragón², ORCID: 0000-0003-0427-2575

Humberto Salinas-Tapia³, ORCID: 0000-0002-0075-6997

Carlos Díaz-Delgado⁴, ORCID: 0000-0001-6245-070X

¹Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, carretera Toluca-Atlacomulco, Estado de México, México, kia_nj@hotmail.com

² Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, carretera Toluca-Atlacomulco, Estado de México, México, jagarciaa@uaemex.mx

³ Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, carretera Toluca-Atlacomulco, Estado de México, México, hsalinast@uaemex.mx

⁴ Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua,
Universidad Autónoma del Estado de México, carretera Toluca-
Atlacomulco, Estado de México, México, cdiazd@uaemex.mx

Autor para correspondencia: Juan Antonio García-Aragón,
jagarciaa@uaemex.mx

Resumen

En este trabajo se presentan los hallazgos obtenidos por medio de experimentos realizados en un canal de laboratorio, de sección transversal rectangular y paredes de vidrio, provisto de un fondo móvil constituido por un depósito de sedimentos uniformes no cohesivos, para el cual se simuló el inicio de movimiento. El objetivo perseguido consistió en estimar la rugosidad equivalente y las condiciones críticas para el inicio de movimiento. La rugosidad equivalente se obtuvo al contrastar los perfiles de velocidad obtenidos experimentalmente con el modelo teórico de Fuentes & Carrasquel (1978). La velocidad de corte se determinó a partir del esfuerzo turbulento de acuerdo con la distribución de los esfuerzos de Reynolds. La investigación incluyó el análisis de cinco diferentes tamaños de sedimento. Las velocidades instantáneas del flujo al centro del canal y sobre el fondo móvil fueron definidas por medio de la técnica óptica de velocimetría por rastreo de partículas (PTV). Lo anterior facilitó la estimación de la esperanza matemática puntual de la velocidad para intervalos del tirante de agua y con ello ajustar el perfil de velocidades de acuerdo con la ley logarítmica

de distribución de velocidad del flujo. Los resultados muestran que la rugosidad de fondo es mayor al diámetro medio de las partículas del lecho y que la razón de la rugosidad con respecto al tamaño medio del sedimento puede expresarse como una función del Reynolds de partículas. Se observó asimismo una disminución de la rugosidad equivalente justo después del inicio de movimiento de 26, 22 y 16% para lechos móviles con diámetro uniforme representativo (D) de partículas de 0.64, 0.93 y 1.68 mm, respectivamente.

Palabras clave: sedimentos no cohesivos, rugosidad equivalente, inicio de movimiento, perfil de velocidades, PTV.

Abstract

The results obtained in experiments in a rectangular channel provided with glass walls and a movable bed in the center of the span are presented in this paper. Conditions for motion initiation of uniform non-cohesive sediment beds were obtained. The goal was to define the equivalent roughness and the critical conditions for initiation of motion. The bed roughness was obtained by comparing motion initiation velocity profiles with a theoretical velocity profile defined with the Fuentes & Carrasquel (1978) model. The shear velocity was obtained with Reynolds stresses in a turbulent stress model. Five different size of sediments were used. Point velocities of flow at the channel and over the movable bed were obtained using the optical technique of Particle Tracking Velocimetry (PTV). From a cloud of measured velocities the average velocity profile was defined using the logarithmic law of flow

velocities. The results show that bed roughness is larger than the mean diameter of bed particles, and that the ratio of bed roughness over mean diameter can be expressed by means of the particle Reynolds number. It was observed a reduction of bed roughness just after motion initiation of 26, 22 and 16% for movable beds with uniform representative diameter (D) of 0.64, 0.93 and 1.68 mm, respectively.

Keywords: Non-cohesive sediments, equivalent roughness, motion initiation, velocity profile, PTV.

Recibido: 13/02/2019

Aceptado: 08/07/2019

Introducción

La determinación de las condiciones de inicio de movimiento en lechos de sedimentos no cohesivos ha sido objeto de investigación desde Du Boys (1879). El trabajo más emblemático fue presentado por Shields (1936), quien recopiló datos experimentales y determinó la condición de inicio de movimiento con base en el esfuerzo cortante que actúa sobre el lecho. Posteriormente, Yalin & Karahan (1979) extienden la solución del inicio de movimiento para flujo laminar. Cabe destacar que la mayoría

de los resultados que se han obtenido para inicio de movimiento sugiere esfuerzos críticos que difieren en magnitud con los resultados de Shields (1936), o de Yalin & Karahan (1979), pero conservan la forma de las dos curvas propuestas respectivamente (Buffinton, 1999; Cao *et al.*, 2006; Chien & Wan, 1998; García-Flores & Maza-Álvarez 1997; Lick *et al.*, 2004; Ling, 1995; Smith, 2004). Investigaciones complementarias han sido documentadas sobre la influencia de las condiciones de empaque de las partículas del lecho y de las diferencias de tamaño de éstas con respecto al inicio de movimiento, apoyándose en conceptos estadísticos para explicar la variabilidad del fenómeno flujo-fondo móvil (Dancey *et al.* 2002; Garde *et al.*, 2006; Papanicolaou, 2002). Por otro lado, diversos autores (Hunziker & Jaeggi, 2002; Kuhnle, 1993; Sarmiento & Falcon, 2006) subrayan que los lechos de ríos están constituidos por lo general por mezclas de arena o granos de diferentes tamaños, de tal forma que de modo prioritario debe construirse un modelo matemático que explique el problema para fondo con partículas de tamaño uniforme y relacionar, o extrapolar, dicha solución para lechos formados por partículas de granulometría extendida.

La condición para inicio de movimiento en un fondo móvil se presenta por lo regular en términos del esfuerzo cortante, o de la velocidad media, teniendo ventajas y desventajas cada uno de estos enfoques. El enfoque de velocidad media del flujo para explicar el inicio de movimiento ha sido adoptado en la práctica de la ingeniería por su sencillez. Así, modelos como los propuestos por Levy (1956) o Goncharov (1962) difieren sobre todo en el tamaño de partícula representativa de la rugosidad del lecho en su respectivo modelo. Sin

embargo, autores como Chien & Wan (1998), y García-Flores & Maza-Álvarez (1997) señalan, con base en el análisis del efecto de la turbulencia, que la velocidad media del flujo es un criterio menos eficiente que el del esfuerzo cortante para explicar de manera correcta el fenómeno del inicio de movimiento. Además, Marsh *et al.* (2004) concluyen que el empleo de la variable velocidad media de flujo como la principal variable explicativa del fenómeno de inicio de movimiento del fondo debe ser analizada o validada con respecto a los esfuerzos de corte generados por ésta. En consecuencia, estos últimos autores proponen el uso de la variable potencia del flujo como una forma relativamente nueva de modelación del inicio de movimiento del lecho (Marsh *et al.*, 2004).

Cabe recordar que la rugosidad equivalente es el parámetro que representa la altura de las asperezas del lecho móvil. Nikuradse (1933) propone que la rugosidad equivalente del fondo es igual al tamaño promedio de las partículas para lechos de arenas uniformes. Sin embargo, resultados posteriores han demostrado que la rugosidad equivalente es mayor al tamaño medio de las partículas que lo componen (Van-Rijn, 1982). Además, para fondo no uniforme (granulometría extendida), la rugosidad equivalente del fondo debe ser representada por alguno de los diámetros más grandes de la mezcla de partículas. En la literatura especializada, la rugosidad equivalente es sugerida como un diámetro representativo de las partículas del lecho ponderado por un factor mayor que la unidad. El problema por resolver consiste, entonces, en determinar la magnitud de la rugosidad equivalente del fondo móvil y definir el diámetro de partícula

representativo del lecho, justificando el criterio utilizado (Chien & Wan, 1998; Maza-Álvarez & García-Flores, 1996). Por otro lado, en la práctica actual de la ingeniería, continúan utilizándose las fórmulas de Manning y Chézy para la solución de problemas de resistencia al flujo. En efecto, los coeficientes de rugosidad utilizados en tales modelos se obtienen como una función del tamaño representativo de las asperezas de la pared sobre la cual ocurre el flujo. En consecuencia, las correctas magnitudes de la rugosidad equivalente del fondo y de la resistencia al flujo para explicar el inicio de movimiento del lecho son de suma importancia (Ramesh *et al.*, 2000; Wu & Wang-Sam, 1999).

La interacción entre la pared y fondo del canal, o sección mojada de río, con el flujo se refleja en la distribución de velocidades. Se ha demostrado que la mejor aproximación corresponde con un perfil logarítmico de velocidades en la vertical, que es representado por un modelo matemático que, a su vez, es una función de la rugosidad y del flujo presentes, donde el esfuerzo cortante está implícito en la distribución logarítmica (Maza-Álvarez & García-Flores, 1984). De esta forma, el perfil de velocidades logarítmico permite definir una velocidad para el inicio de movimiento del fondo relacionada con el esfuerzo cortante y la rugosidad equivalente. Por ello, el objetivo perseguido en este trabajo consistió en medir perfiles de velocidad a partir de la técnica óptica de velocimetría por rastreo de partículas (PTV) (Salinas-Tapia, 2007) y obtener combinaciones de esfuerzo cortante-velocidad media generadoras del inicio de movimiento del fondo móvil, para luego contrastarlas con perfiles teóricos de velocidad de acuerdo con el modelo de Fuentes & Carrasquel (1978). De esta forma ha sido posible

deducir valores de la rugosidad equivalente de fondo para cinco diferentes tamaños de arena y relacionarlos con la condición de inicio de movimiento del lecho móvil.

En la actualidad, gracias a las técnicas ópticas (no intrusivas), como PTV, es posible la medición de las fluctuaciones de la velocidad o bien de la distribución del esfuerzo de Reynolds. Lo anterior representa una alternativa para estimar el esfuerzo cortante en situaciones donde la medición de la pendiente del fondo es incierta, como el caso de los ríos. La velocidad de corte τ , por ende, el esfuerzo cortante total, se obtiene con las fluctuaciones de la velocidad promedio en la altura de flujo (Yang & McCorquodale, 2004; Lemmin & Rolland, 1997).

La distribución, o perfil, de velocidades promedio es resultado de las interacciones del flujo con las fronteras que lo contienen. Un modelo obtenido con base en el análisis teórico, ampliamente sustentado, que relaciona parámetros con significado físico es la ley logarítmica de distribución de velocidades de Prantl-von Karman (Anthony *et al.*, 1998), el cual está representado por la Ecuación (1):

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{k} \ln \frac{u_* y}{k_s} + \varphi \quad (1)$$

Donde u es la velocidad promedio; u_* , la velocidad de corte (m/s); k , la constante de von Karman ($k = 0.41$ para flujo con baja carga suspendida); y , la altura de flujo (m); ν , la viscosidad cinemática (m^2/s), y φ es una función de la naturaleza hidráulica de la pared o

función de rugosidad. La constante de von Karman (k) representa la relación proporcional entre la magnitud de la turbulencia del flujo y la variación de la velocidad promedio. La velocidad de corte (u_*) es un parámetro que representa al esfuerzo cortante del fondo o promedio τ_0 en unidades de velocidad ($u_* = (\tau_0/\rho)^{1/2}$, ρ = densidad del fluido). La función de rugosidad Φ es igual con la diferencia entre una constante de integración β y el logaritmo natural del parámetro conocido como Reynolds de rugosidad (Re_*); esto es: $\Phi = \beta - \ln(Re_*)$, donde $Re_* = u_*k_s/\nu$ (para k_s = altura de las asperezas de la pared del fondo). Nótese que al sustituir $\Phi = \beta - \ln(u_*k_s/\nu)$ en la Ecuación (1), la ley logarítmica de distribución de velocidades toma la forma de la Ecuación (2):

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{k} \ln \frac{y}{k_s} + \beta \quad (2)$$

La constante β es función de la naturaleza hidráulica del fondo, expresada en términos de Re_* . Fuentes & Carrasquel (1978) proponen la Ecuación (3) para obtener la magnitud de β .

$$\beta = \frac{1}{k} \ln \frac{1}{9.025 Re_*} + \frac{1}{30} e^{10.78/Re_*} \quad (3)$$

La altura que representa la rugosidad equivalente de las asperezas del fondo (k_s) continúa siendo tema de interés en investigaciones recientes. En efecto, en canales abiertos con fondo plano constituido por

partículas móviles y no cohesivas (arenas y/o gravas) se ha documentado ampliamente que k_s es igual al tamaño representativo de los granos del fondo (D_i) multiplicado por una constante de proporcionalidad a (donde $a > 1$). Ejemplo de lo anterior son los trabajos de Ackers & White (1973), quienes proponen un valor de $k_s = 1.25 D_{35}$; Engelund & Hansen (1967) sugieren un $k_s = 2 D_{65}$; o bien Einstein, en 1950 (Einstein, 1950), quien sugirió un $k_s = D_{65}$. Van-Rijn (1982) hace una recopilación de datos experimentales de distintos autores y concluye que la rugosidad de un fondo plano y móvil varía de 1 a 10 veces el D_{90} , proponiendo como rugosidad promedio a ser usada $k_s = 3 D_{90}$. Señala también que la rugosidad no depende de la condición de transporte en el fondo cuando éste permanece plano. Así, de acuerdo con los trabajos precedentes, una solución al problema planteado en este trabajo compara los resultados con los métodos que usan la constante de proporcionalidad (a) y el tamaño representativo de los granos del lecho móvil (D_i). La condición de inicio de movimiento ha sido adoptada como criterio para definir el tamaño representativo de un fondo compuesto por una mezcla de tamaños como normalmente se presenta en condiciones naturales (ríos y canales). Para el caso de fondo uniforme, el tamaño promedio de partículas será considerado como adecuado para representar el tamaño de las partículas del lecho. Aquí cabe resaltar que en la modelación hidráulica, por lo regular se utilizan coeficientes de rugosidad como n (Manning) y C (Chézy), los cuales pueden estimarse como una función de k_s (Chien & Wan, 1998).

Con respecto al inicio de movimiento de un fondo móvil, la condición crítica para la cual los granos empiezan a ser arrastrados por

la corriente ha sido establecida como una relación entre dos parámetros adimensionales: el parámetro de Shields (θ) y el Reynolds de partículas (Re_p) ($Re_p = u_*D/\nu$). El parámetro de Shields (θ) representa la relación entre la acción de la corriente (esfuerzo cortante en el fondo) y el peso sumergido de los granos. Se tiene como valor de $\theta = \tau_0/D(\gamma_s - \gamma)$, donde γ_s es el peso específico del grano; γ es el peso específico del fluido (agua). Cabe diferenciar entre los parámetros Re_* y Re_p , dado que el primero se refiere a la naturaleza hidráulica de la pared del fondo, mientras el segundo considera la acción de la corriente sobre los granos del fondo. Considerando que $k_s > D$, o bien que $a > 1$, se tiene entonces que normalmente $Re_* > Re_p$.

El conocido diagrama de Shields (1936) es la representación gráfica de la condición crítica para inicio de movimiento del lecho. Así, en una extensión del trabajo de Yalin & Karahan (1979) presentan un diagrama análogo que incluye la solución del inicio de movimiento del lecho para condiciones de flujo laminar. Por otro lado, García-Flores & Maza-Álvarez (1997) proponen ecuaciones en función de Re_p , que ajustan a los diagramas propuestos por Shields, y Yalin y Karahan, respectivamente. Es de resaltar que en la región correspondiente a la transición de pared lisa a pared hidráulicamente rugosa, los diagramas tanto de Shields como de Yalin y Karahan presentan la forma coloquialmente conocida como silla de montar. Según Shields, la relación entre la dimensión de la subcapa viscosa y el tamaño de los granos es tal que para granos contenidos dentro del espesor de la subcapa viscosa se requiere una fuerza de arrastre mayor para romper el equilibrio que guardan éstos. La condición crítica, o de inicio de

movimiento del lecho es un parámetro considerado en varios métodos para estimar el transporte de fondo. Por ejemplo, en el modelo propuesto por Meyer-Peter & Muller (1948), la magnitud del parámetro $\theta = 0.045$ es adoptada cuando $Re_p > 60$.

Si bien el concepto de esfuerzo cortante crítico es más adecuado bajo el análisis del equilibrio individual de los granos del fondo, en la práctica la velocidad media del flujo resulta ser un criterio de mayor simplicidad para estimar el inicio del movimiento o arrastre del fondo. Modelos clásicos para calcular la velocidad media del flujo, que ocasiona el inicio de movimiento del lecho, consideran tanto la distribución de velocidades en la vertical como la condición crítica de estabilidad de las partículas del fondo en términos del parámetro de Shields (θ). Uno de estos modelos clásicos corresponde al propuesto por Chien & Wan (1998) y está representado por la Ecuación (4).

$$\frac{U_c}{\sqrt{\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma} g D}} = 5.75 \sqrt{f(Re_p) \log(12.27) \frac{\chi R}{k_s}} \quad (4)$$

Donde U_c es la velocidad media crítica para inicio de movimiento del lecho (m/s); R , el radio hidráulico de la sección transversal (m); k_s , el valor de rugosidad equivalente de las partículas (m); g , el valor de la aceleración de la gravedad (m^2/s); D , el diámetro representativo de las partículas del lecho móvil (m); χ , la constante en función de la relación entre el espesor de la subcapa viscosa δ (m) y la rugosidad k_s , y $f(Re_p)$

(N/m^2) es el parámetro de Shields (θ) en la condición de inicio de movimiento del lecho. Con base en los resultados de Shields (1936) para Re_p mayores a 60, el valor de θ es considerado como constante y cercano a 0.045. Así, la Ecuación (4) se simplifica, y el modelo de Chien & Wan (1998) puede ser representado por la Ecuación (5):

$$\frac{U_c}{\sqrt{\frac{y_s - y}{y} g D}} = 1.219 \left[\log(12.27) \frac{\chi R}{k_s} \right] \quad (5)$$

Por su parte, Einstein (1950) propone la determinación de existencia de una pared rugosa cuando $k_s/\delta > 10$ y $\chi = 1$. Igualmente señala que si $k_s/\delta < 0.25$, entonces se está en presencia de una pared lisa y χ toma el valor de $\chi = 0.3Re^*$. El valor máximo posible de χ ($\chi = 1.6$) ocurre cuando se está en zona de transición y ψ para cuando k_s/δ es igual a 1.0. Es importante señalar que varios modelos encontrados en la literatura especializada son de la forma de la Ecuación (5). Entre éstos se encuentran los modelos de Goncharov (1962) y de Levy (1956), representados por la Ecuación (6) y la Ecuación (7), respectivamente:

$$\frac{U_c}{\sqrt{\frac{y_s - y}{y} g D}} = 1.06 \log\left(\frac{8.8h}{D_{95}}\right) \quad (6)$$

Donde h es el tirante del flujo (m), D_{90} y D_{95} (m) son, respectivamente, el diámetro que representa que 90 o 95% de las partículas del fondo móvil es menor a estos valores.

$$\frac{U_c}{\sqrt{gD}} = 1.4 \log \frac{12R}{D_{90}} \quad (7)$$

La principal diferencia entre estos modelos es la definición de la rugosidad de los granos (k_s). Los citados autores suponen que esa rugosidad está representada por el tamaño mayor de partículas en el lecho, es decir, D_{90} o D_{95} , respectivamente (Chien & Wan, 1998; García-Flores & Maza-Álvarez, 1997). Las tres expresiones anteriores incluyen siempre la relación entre la profundidad (h), y/o el radio hidráulico (R), así como la rugosidad de los granos (k_s). Recordando que por definición el esfuerzo cortante promedio en el lecho está representado por $\tau_0 = \gamma R s$, donde s es la pendiente de fricción considerada. La relación R/k_s tiene en cuenta la acción de la corriente, es decir, la potencia del escurrimiento ($R \approx h$ en canales donde $B \gg h$). Para estimar el esfuerzo cortante sobre el fondo, en condiciones donde la pendiente de fricción no puede conocerse directamente, se utilizan otros métodos. En ríos, por ejemplo, la velocidad de corte es deducida al validar la aplicación de la ley logarítmica de distribución de velocidades. Otra forma de deducir la velocidad de corte, e indirectamente el esfuerzo cortante promedio, es validar la distribución de los esfuerzos de Reynolds τ_r con el empleo del modelo representado por la Ecuación (8):

$$\tau_r = \rho u_*^2 \left(1 - \frac{y}{h}\right) \quad (8)$$

Por definición, $\tau_r = \rho u'v'$, donde u' es la variabilidad de la velocidad con respecto al promedio en dirección del flujo; v' , la variabilidad de la velocidad promedio en la dirección vertical; el valor de y se encuentra entre 0 y h . La distribución anterior ha sido validada para flujo turbulento en canales abiertos. Al respecto, Lemmin & Rolland (1997) compararon el esfuerzo cortante total calculado con base en la pendiente de fricción (s) y el obtenido directamente al extrapolar las distribuciones del esfuerzo de Reynolds hasta el fondo, y ampliaron la aplicación para flujo en cauces naturales (Best *et al.*, 1997; Song & Graf, 1996). Por último, es importante señalar que la técnica PTV es no intrusiva y permite medir las fluctuaciones de la velocidad en diferentes puntos del tirante del flujo para establecer, con base en dichas mediciones, la velocidad de corte u_* (Adrian, 1991; Salinas-Tapia *et al.*, 2006).

Metodología

Diagrama procedimental

El diagrama de la Figura 1 describe el proceso metodológico que se llevó a cabo en este trabajo.

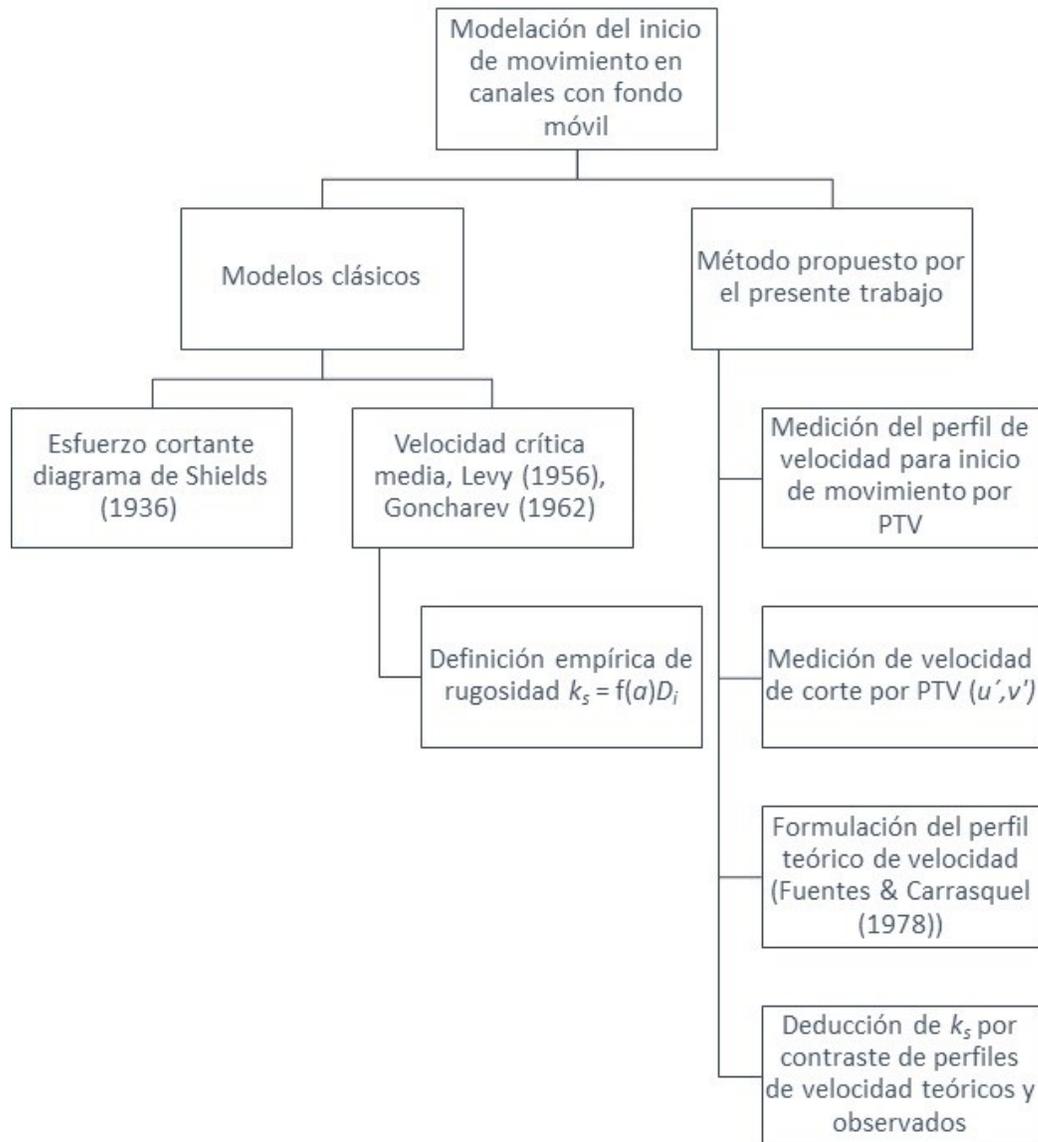


Figura 1. Diagrama del proceso metodológico empleado en la investigación.

Montaje experimental

Las dimensiones del canal de laboratorio donde se realizaron las simulaciones del inicio de movimiento del lecho de fondo móvil son 1.20 m de longitud, 0.10 m de ancho y altura de las paredes laterales de 0.15 m. A 0.60 m de la entrada del canal se ubica un depósito de fondo móvil de 0.025 m de profundidad y 0.25 m de longitud. Las partículas de arena, o fondo móvil, se colocaron en dicho depósito verificando que el lecho presentara siempre una configuración plana al inicio de cada experimento. En la salida del canal, una compuerta permitió controlar la velocidad del flujo, manteniendo un caudal constante durante cada experimento. En la Figura 2 se muestra el esquema del dispositivo canal-depósito de fondo móvil y la configuración del sistema de velocimetría por rastreo de partículas empleado (PTV).

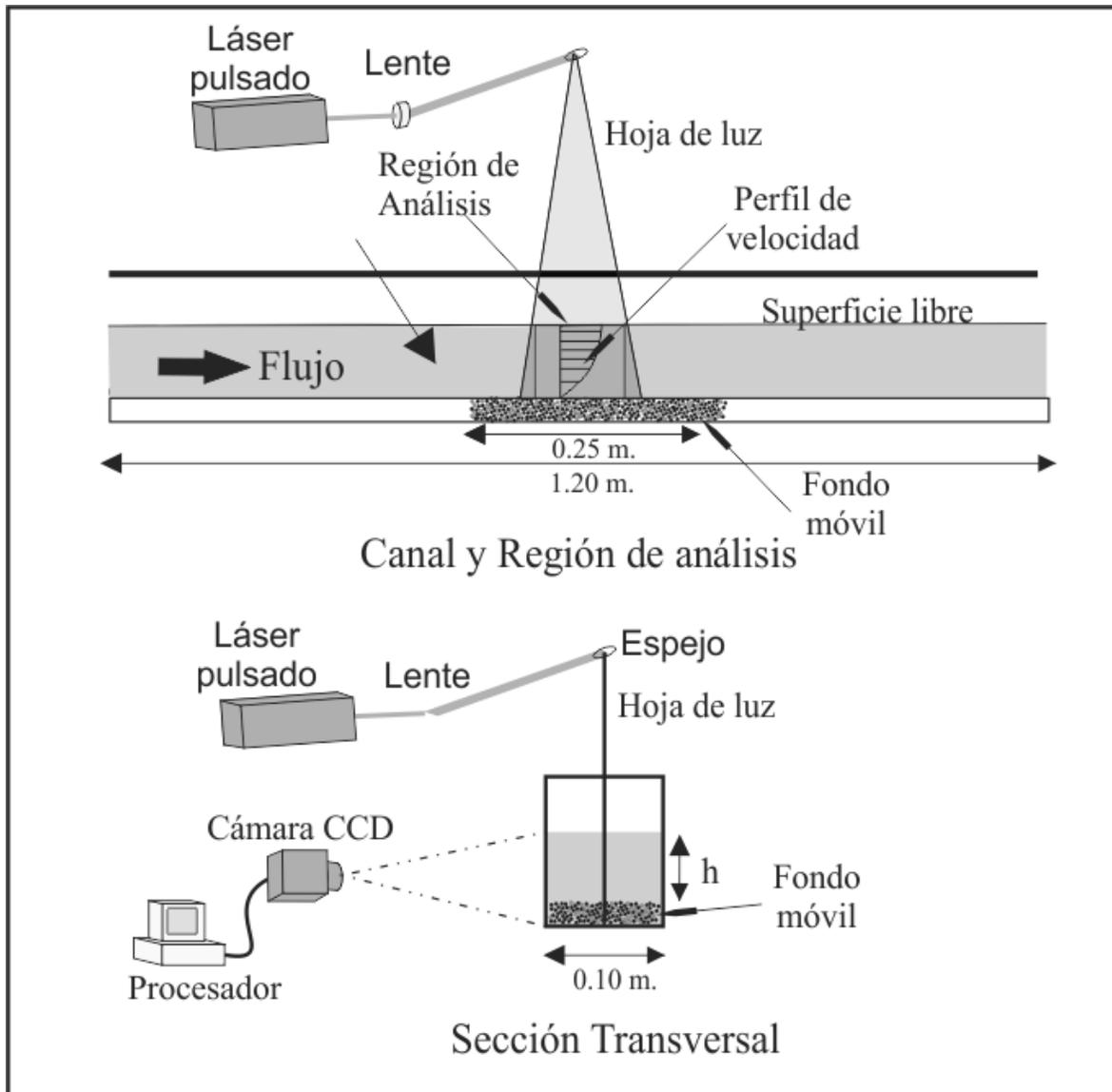


Figura 2. Configuración del montaje experimental de iluminación, captura y procesamiento de imágenes en la región de flujo sobre fondo móvil.

Como fondo móvil se utilizó arena de mina, cuya densidad y peso específico son $\rho_s = 2\,543 \text{ kg/m}^3$ y $\gamma_s = 24\,950 \text{ N/m}^3$. La arena fue tamizada para obtener cinco diferentes tamaños uniformes (lechos móviles) D . La Tabla 1 contiene el resumen de las aberturas mínima y máxima (D_{mn} y D_{mx}) del tamiz utilizado para obtener los cinco tamaños D . El promedio de D_{mn} y D_{mx} se considera como el diámetro uniforme en cada caso. Se muestra, igualmente, la clasificación correspondiente del material de cada lecho con respecto al sistema de clasificación del American Geophysical Union (AGU).

Tabla 1. Fondo móvil y clasificación AGU (American Geophysical Union) del sedimento que lo conforma.

Fondo móvil	Tamaño o diámetro uniforme: D (m)	Tamaño mínimo según tamiz D_{mn} (m)	Tamaño máximo según tamiz D_{mx} (m)	Clasificación AGU del sedimento del fondo móvil
S1	0.00038	0.00033	0.00043	Arena media
S2	0.00064	0.00043	0.00085	Arena gruesa
S3	0.00093	0.00085	0.00100	Arena gruesa
S4	0.00168	0.00100	0.00236	Arena muy gruesa
S5	0.00318	0.00236	0.00400	Grava fina

En cada simulación efectuada del inicio de movimiento del lecho de fondo, la velocidad del flujo se incrementó de modo gradual con aberturas mínimas de la compuerta (del orden de 0.5 mm aproximadamente en cada paso). Después de calibrar las condiciones que generan el inicio de movimiento del lecho móvil se efectuaron los experimentos a partir de velocidades donde si bien son próximas a la condición crítica, se mantiene en reposo de la totalidad de los granos del lecho. Cada experimento fue extendido hasta condiciones evidentes de transporte de fondo. El inicio de movimiento se consideró por criterio visual cuando para una condición de flujo dada es incuestionable que hay un movimiento generalizado y constante de granos. Cada experimento incluyó dos tipos de resultados correspondientes a las condiciones “antes de movimiento” y “después de movimiento”. La Tabla 2 muestra un resumen de los parámetros hidráulicos medidos en cada experimento. Dicha tabla contiene las alturas de flujo h , las velocidades medidas al principio y al final de cada etapa durante la simulación, así como sus correspondientes Re_F (número de Reynolds del fluido) y Fr (número de Froude).

Tabla 2. Parámetros hidráulicos al principio y final de las simulaciones de inicio de movimiento del lecho de fondo.

Fondo móvil: tamaño, clasificación AGU	Etapa del experimento	Velocidad media U_x (m/s)	Altura de flujo h (m)	Número de Reynolds del flujo $Re_F = Uh/\nu$	Número de Froude Fr = $U/(gh)^{1/2}$	Caudal promedio q (m ³ /s)
---	--------------------------	-----------------------------------	----------------------------------	---	---	---

S1: $D = 0.00038$ m, arena media	Inicio, antes de movimiento	0.199	0.049	8089	0.29	0.00103
	Final, después de movimiento	0.298	0.035	8739	0.51	
	Inicio, antes de movimiento	0.247	0.075	15300	0.29	0.00180
	Final, después de movimiento	0.276	0.064	14599	0.35	
S2: $D = 0.00064$ m, arena gruesa	Inicio, antes de movimiento	0.256	0.042	8852	0.40	0.00105
	Final, después de movimiento	0.320	0.033	8862	0.56	
	Inicio, antes de movimiento	0.287	0.061	14431	0.37	0.00178
	Final, después de movimiento	0.354	0.051	15027	0.50	
S3: $D = 0.00093$ m, arena gruesa	Inicio, antes de movimiento	0.234	0.042	8216	0.36	0.00100

	Final, después de movimiento	0.302	0.034	8432	0.53	0.00175
	Inicio, antes de movimiento	0.287	0.063	14876	0.37	
	Final, después de movimiento	0.379	0.045	14178	0.57	
S4: $D = 0.00168$ m, arena muy gruesa	Inicio, antes de movimiento	0.304	0.055	13996	0.41	0.00174
	Final, después de movimiento	0.441	0.041	14828	0.70	
S5: $D = 3.18$ mm, grava fina	Inicio, antes de movimiento	0.298	0.036	8998	0.50	0.00108
	Final, antes de movimiento	0.350	0.031	8899	0.64	
	Inicio, antes de movimiento	0.491	0.035	14377	0.84	0.00180
	Final, antes de movimiento	0.693	0.027	15485	1.35	

Como se observa en la Tabla 2, los experimentos se hicieron para un rango de velocidades medias de 0.199 a 0.693 m/s; y relaciones ancho (B)/tirante (h) de 1.3 a 3.7. Se destaca que la relación B/h durante los experimentos es baja con respecto a otros estudios documentados en la literatura; este hecho se discute en el análisis de los resultados obtenidos. Con base en la Ecuación (9), propuesta por Kirkgöz & Ardichoglu (1997), para definir la longitud L necesaria de un canal y garantizar que la región turbulenta incluyera toda la profundidad del canal, se verificó en todos los experimentos.

$$\frac{L}{h} = 76 - 0.0001 \frac{Re_F}{Fr} \quad (9)$$

El perfil de velocidades se dedujo al ajustar un modelo de regresión logarítmico con la información de las velocidades promedio u y sus correspondientes profundidades y . Las esperanzas matemáticas de cada coordenada (u , y) fueron obtenidas para intervalos de 1 mm de altura de flujo. Por lo tanto, u , y son los promedios de las velocidades instantáneas u_i y las correspondientes alturas de flujo y_i contenidas en el intervalo vertical de amplitud 0.001 m. El plano, o lámina, de iluminación del sistema óptico se ubica en cada medición sobre el centro del canal y del fondo móvil, formando una región de análisis de 0.08 m de longitud en la dirección del flujo y altura igual con el tirante h . Un total de 100 imágenes doble pulsadas fueron capturadas a razón de 60 imágenes por segundo. El procesamiento de las imágenes facilitó, por medio de la técnica PTV, la medición de un promedio de 7 000 vectores

de velocidad (u_i, v_i) durante cada repetición del experimento para cada par de coordenadas (x_i, y_i) de la ventana del canal analizada y para cada paso de abertura de la compuerta en cada una de las distintas simulaciones.

Resultados

Perfiles de velocidad

En la Figura 3 se tienen ejemplos del perfil de velocidades obtenido para un caso o medición por cada fondo móvil utilizado. El gráfico mostrado en la esquina inferior derecha de la Figura 3 incluye el comparativo de los perfiles de velocidad correspondientes a los cinco ejemplos presentados en la misma figura.

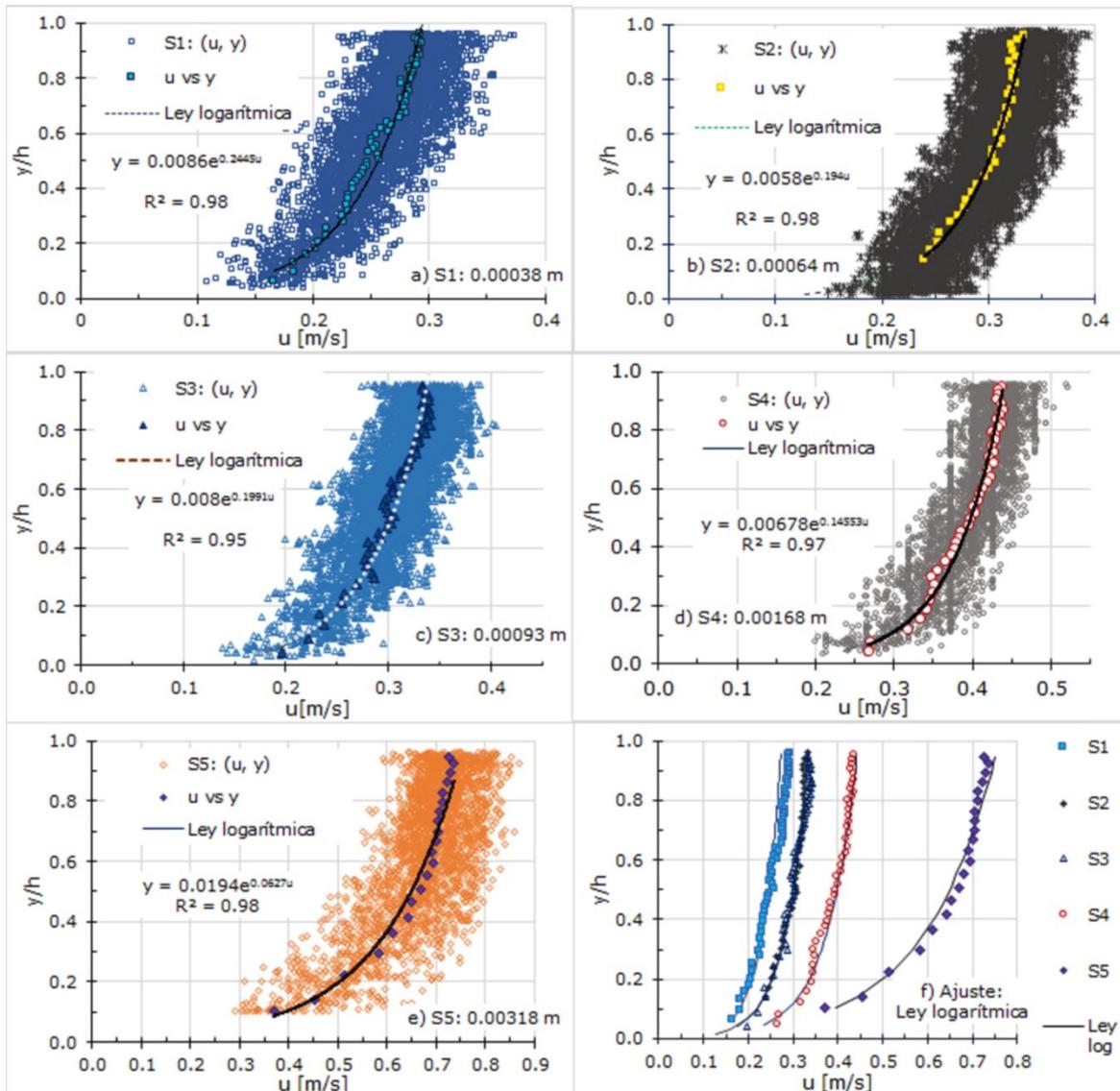


Figura 3. Velocidades instantáneas obtenidas por la técnica PTV y ajustes de sus respectivos promedios con la ley logarítmica de distribución de velocidades; a, b, c, d, e) un ejemplo por cada fondo móvil utilizado; f) comparativo de los perfiles de velocidad mostrados.

Como se observa en los ejemplos de la Figura 3, el perfil de velocidades se obtuvo al aplicar a los promedios u , y el modelo de regresión logarítmico para el cual se obtiene una curva de la forma expresada por la Ecuación (10):

$$y=Ae^{b_0u} \quad (10)$$

Donde y es la altura de flujo (m); u , la velocidad promedio para la altura y (m/s); A y b_0 son las constantes del modelo de regresión. En cada caso, la región tomada en cuenta para aplicar el modelo de regresión fue acotada con base en la ventana donde se obtiene el mejor coeficiente de determinación R^2 posible, definiéndose así la región de flujo en la vertical donde se garantiza que la distribución de velocidades sigue la ley logarítmica (región de flujo turbulento). La amplitud de dicha región depende sobre todo de la profundidad h en cada medición, profundidad que, como se mencionó, fue controlada por pequeños incrementos de apertura de la compuerta a la salida del canal. Una serie experimental o simulación de inicio de movimiento implicó un conjunto de mediciones desde una condición de flujo próxima al inicio de movimiento del lecho hasta una condición donde el arrastre de los granos del fondo fue indiscutible. Así, en cada simulación se tienen mediciones “antes de movimiento” y “después de movimiento”. Los gráficos insertos en la Figura 4 muestran ejemplos de una de las simulaciones por cada fondo móvil, excepto para $S5$, para el cual se presentan las tres simulaciones realizadas.

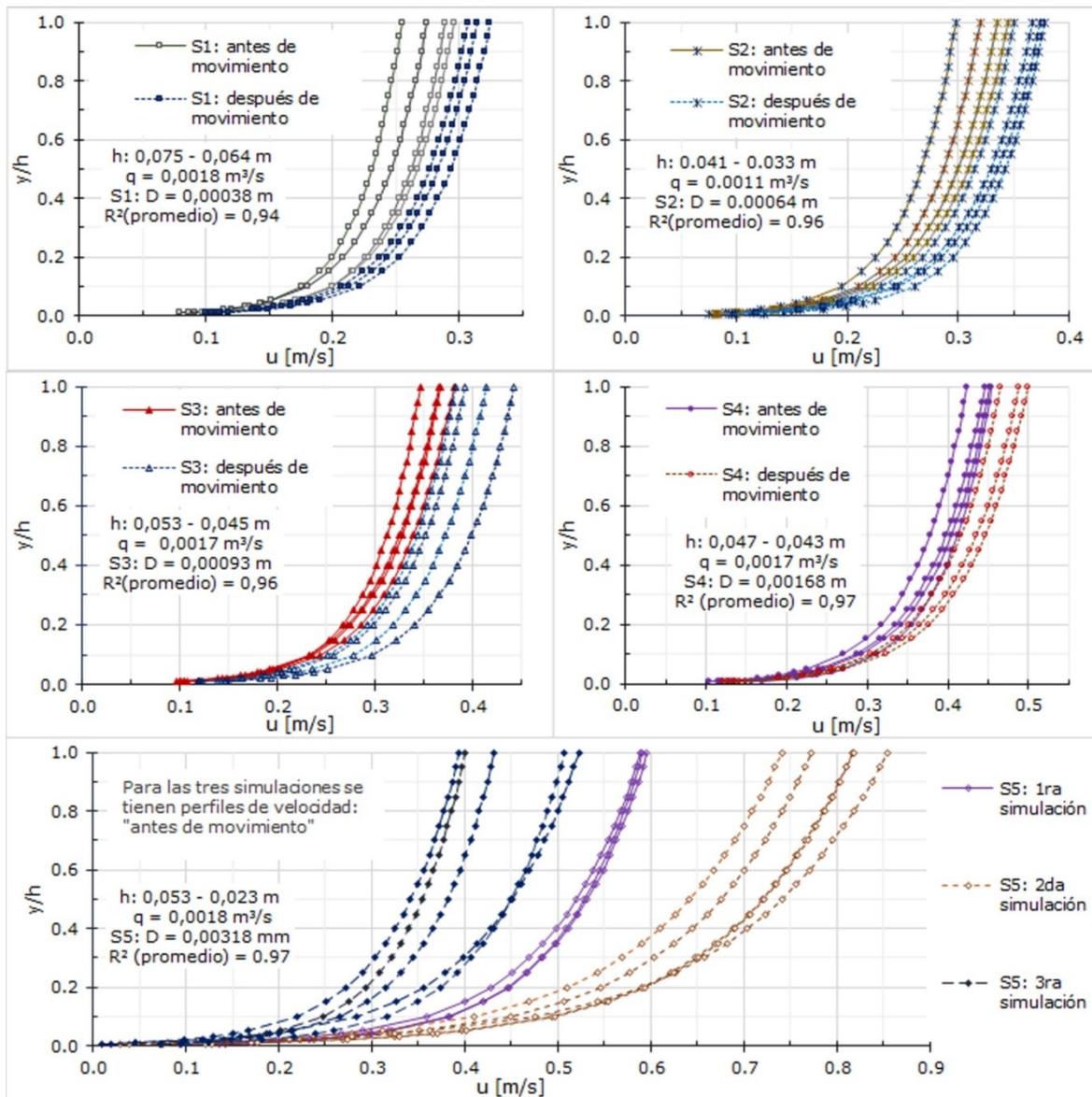


Figura 4. Perfiles de velocidad durante la simulación de inicio de movimiento. Para S1, S2, S3, S4 se muestra una simulación por fondo móvil; para S5 se observan las tres simulaciones realizadas.

Esfuerzo cortante y rugosidad del fondo

El parámetro u_* puede obtenerse a partir de la constante b_0 de la curva de regresión obtenida (Ecuación (10)) para las velocidades medidas experimentalmente, es decir $u_* = k/b_0$. Lo anterior se demuestra al comparar la Ecuación (2) y Ecuación (10). La constante A corresponde a la altura de flujo para la cual teóricamente, de acuerdo con el modelo logarítmico, se tiene $u = 0$. Este parámetro es conocido como rugosidad hidráulica y comúnmente designado con el símbolo y_0 . La velocidad de corte u_* considerada para estimar el esfuerzo cortante τ_0 se tomó con base en la distribución de los esfuerzos de Reynolds (Ecuación (8)). Por lo tanto, u_* es estimada con base en la Ecuación (11) (Chien & Wan, 1998):

$$u_* = (\overline{u'v'})^{1/2} = \sqrt{\frac{1}{M} \sum_{i=2}^M u'_i v'_i} \quad (11)$$

Donde u'_i es el promedio de la variabilidad de la velocidad en la dirección del flujo; v'_i , el promedio de la variabilidad de la velocidad en la dirección vertical; i , el tamaño del intervalo considerado, y M es el número total de intervalos o dovelas en los que se divide la profundidad

h. Las respectivas variabilidades promedio se obtienen a partir de la Ecuación (12) y la Ecuación (13).

$$u' = \frac{1}{z} \sum_{j=1}^z \sqrt{(u_j - u)^2} \quad (12)$$

$$v' = \frac{1}{z} \sum_{j=1}^z \sqrt{(v_j - v)^2} \quad (13)$$

Donde u_j y v_j son las velocidades puntuales (de los intervalos considerados) en la dirección del flujo y la vertical, respectivamente; z es el número de datos o vectores de velocidad contenidos en el intervalo analizado. La velocidad de corte (u_*) obtenida con respecto a los esfuerzos de Reynolds representa esfuerzos de corte que tienen mayor congruencia con las simulaciones efectuadas. Para las simulaciones con el fondo móvil S5 ($D = 0.0032$ m), el esfuerzo cortante logrado al considerar u_* con respecto a los esfuerzos de Reynolds es correcto, dado el hecho de no haber observado inicio de movimiento del lecho. Por el contrario, si el esfuerzo cortante se tomara con respecto a u_* del perfil logarítmico, se obtienen magnitudes mucho mayores que el valor correspondiente al esfuerzo crítico según las curvas de Shields, y Yalin y Karahan. La Figura 5 muestra el contraste entre la velocidad de corte obtenida por la ley logarítmica de velocidades $u_*(\log)$ y la velocidad de corte por medio de los esfuerzos de Reynolds $u_*(rs)$.

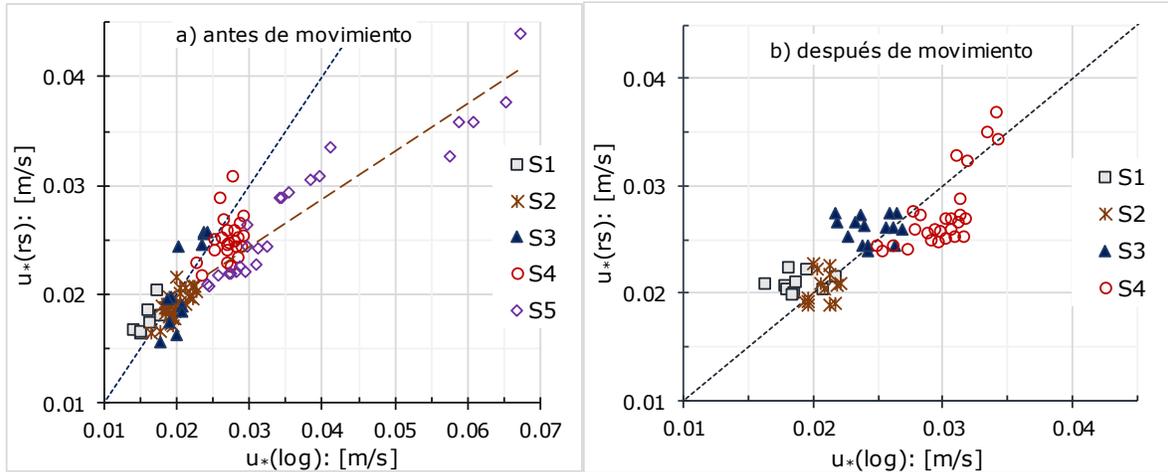


Figura 5. Comparación: velocidad de corte obtenida por la ley logarítmica $u_*(\log)$ versus velocidad de corte obtenida por los esfuerzos de Reynolds $u_*(rs)$; a) antes de inicio de movimiento del lecho; b) después de movimiento del lecho.

Con base en la transformación logarítmica de la Ecuación (2) y la Ecuación (10), y despejando el término $\ln(y)$ se obtienen, respectivamente, la Ecuación (14) y la Ecuación (15). Las relaciones $b_0 = k/u_*$ e $\ln(A) = \ln(k_s) - Bk$ son evidentes al contrastar la Ecuación (14) y la Ecuación (15):

$$\ln(y) = b_0 u + \ln(A) \quad (14)$$

$$\ln(y) = \frac{k}{u_*} u + \ln(k_s) - Bk \quad (15)$$

Así, con base en el modelo de Fuentes y Carrasquel (Ecuación (3)), la constante B es obtenida como una función de Re^* ($Re^* = u_*k_s/\nu$). Por lo tanto, la magnitud de k_s para la cual se cumple la identidad $\ln(A) = \ln(k_s) - Bk$ se obtiene al resolver la Ecuación (16):

$$\ln\left(\frac{k_s}{A}\right) = \ln\frac{1}{9.025\frac{u_*k_s}{\nu}} + \frac{1}{30}e^{\frac{10.78}{\nu}u_*k_s} \quad (16)$$

La Ecuación (16) resulta de sustituir el modelo de Fuentes y Carrasquel en $\ln(A) = \ln(k_s) - Bk$. La constante A es obtenida con base en el ajuste de las velocidades promedio medidas en el modelo logarítmico (Ecuación (10)); y u_* se consideró conforme con los esfuerzos de Reynolds al calcular el promedio del producto de los cuadrados medios de las fluctuaciones de la velocidad. Así, al resolver la Ecuación (16) se obtuvo la magnitud de la rugosidad equivalente del fondo móvil (k_s).

Rugosidad equivalente del fondo móvil antes y después del movimiento

Tres condiciones del experimento afectan la amplitud de la región de flujo turbulento: la distancia desde la entrada del canal hasta la lámina de iluminación (0.60 m); la relación B/h , y el remanso producido por la compuerta. Por tales razones, la región (o ventana) donde la ley logarítmica describe de forma adecuada la distribución de velocidades promedio fue definida en cada caso con respecto al mejor coeficiente de determinación encontrado (R^2). La región de aplicación de la ley logarítmica se incrementó conforme mayor fue la apertura de compuerta. En otras palabras, la amplitud de la altura de flujo en la que la ley logarítmica es significativa, pues la ventana de análisis aumentó con el tirante durante las simulaciones. En la Tabla 3 se muestra el resultado para cada fondo móvil simulado, donde se incluye el promedio de los coeficientes de determinación (R^2) de los experimentos correspondientes.

Tabla 3. Región de flujo donde la ley logarítmica describe de manera adecuada la distribución de velocidades en la vertical del flujo.

Fondo móvil - tamaño	Región que corresponde al mejor coeficiente de determinación R^2	R^2 promedio en los perfiles de velocidad observados
S1 - $D = 0.00038$ m	[0.05 - 0.65]h	0.93
S2 - $D = 0.00064$ m	[0.04 - 0.83]h	0.94
S3 - $D = 0.00093$ m	[0.04 - 0.76]h	0.95

S4 - $D = 0.00168$ m	[0.06 - 0.88]h	0.97
S5 - $D = 0.00318$ m	[0.08 - 1.00]h	0.98

En los promedios presentados en la Tabla 3 y en la determinación de la rugosidad de fondo se consideraron sólo perfiles de velocidad para $R^2 > 0.90$. Para las simulaciones con fondo S1, se obtuvo la menor región de correspondencia con la ley logarítmica y los menores coeficientes de determinación; mientras que para el fondo S5 se tienen la mejor correlación y la mayor amplitud de la región de flujo que corresponde a ley logarítmica. La amplitud y correlación con la ley logarítmica dependieron de la profundidad del tirante durante el experimento. De acuerdo con la Ecuación (9), la mínima longitud necesaria para el desarrollo completo del flujo turbulento es $L = 2$ m, longitud mayor que la distancia física experimental entre la entrada del canal e inicio del fondo móvil. Sin embargo, para las simulaciones con fondo S5, la amplitud de la región donde la ley logarítmica es adecuada, incluye toda la profundidad, lo que podría considerarse como un flujo turbulento completamente desarrollado.

Magnitudes de rugosidad efectiva (k_s/D) de 0.91 a 5.47 y de 1.14 a 5.46 se obtuvieron para las condiciones “antes de movimiento” y “después de movimiento”, respectivamente. En la Figura 6 se presentan los gráficos de (k_s/D) con respecto al Reynolds de partícula (Re_p) y al parámetro de Shields (θ). De acuerdo con los resultados obtenidos, la rugosidad equivalente de fondo (k_s/D) disminuye conforme aumentan ambos parámetros.

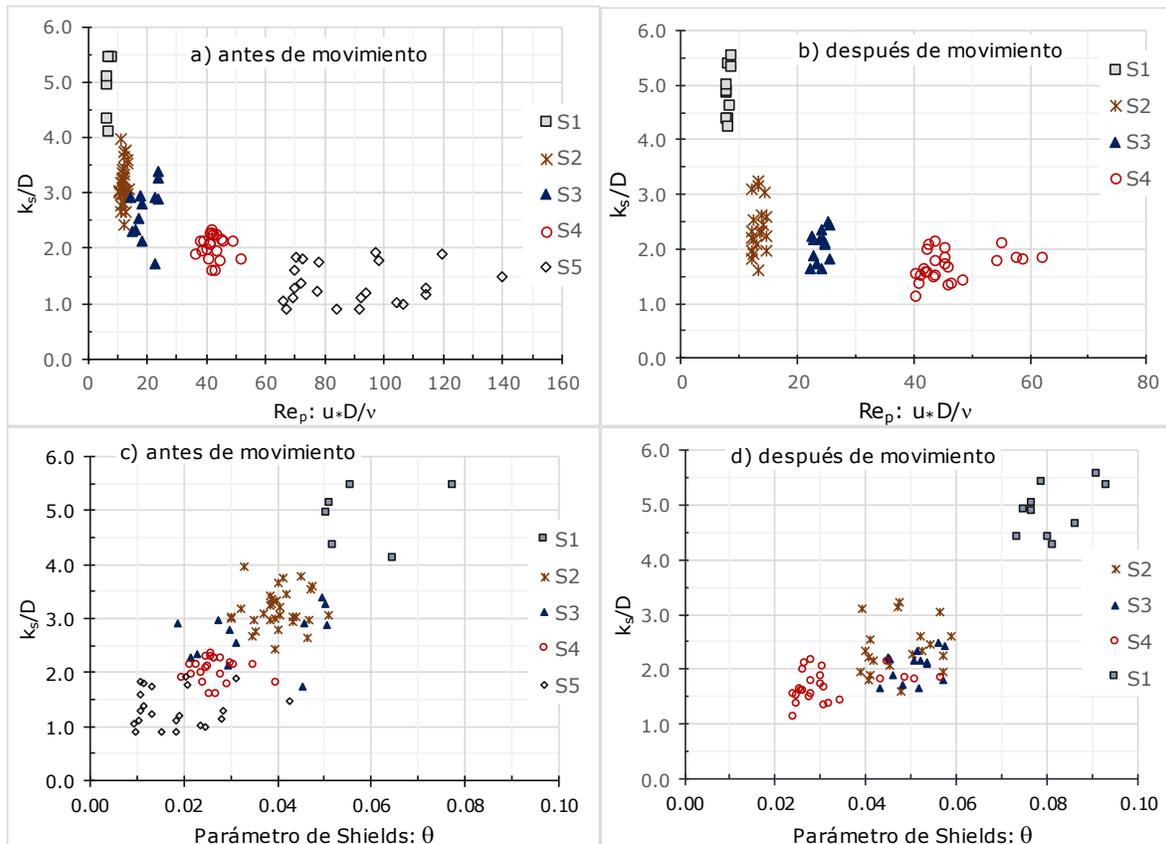


Figura 6. Rugosidad equivalente (k_s/D) vs. Re_p : a) antes de movimiento; b) después de movimiento, rugosidad equivalente (k_s/D) vs. θ ; c) antes de movimiento; d) después de movimiento.

Los gráficos de la Figura 6 incluyen todos los resultados k_s/D . Los promedios por cada serie experimental o simulación se muestran en la Figura 7. Esta figura incluye también la curva del modelo de regresión del tipo $k_s/D = K \cdot Re_p^n$ (donde K y n son los coeficientes del modelo de regresión). En la figura 7 se observan los promedios k_s/D con respecto a

θ y dos diferentes modelos de regresión: recta, $k_s/D = M \theta + b$ (donde M y b son los coeficientes del modelo de regresión), y curva, $k_s/D = K_2 \theta^m$ (para cuando K_2 y m son los coeficientes del modelo de regresión). Las curvas de regresión observadas en la Figura 6 omiten los resultados obtenidos para el fondo S1. Las rugosidades equivalentes de fondo (k_s/D) obtenidas para S1 no corresponden al comportamiento o tendencia mostrada por los resultados obtenidos para los otros cuatro fondos (S2-S5), lo cual es fácilmente observado en los gráficos mostrados de la Figura 5 y Figura 6. Los menores coeficientes de determinación (R^2) y las menores amplitudes de ventana de análisis, donde la ley logarítmica es adecuada, corresponden a las simulaciones S5, lo cual es congruente con la discrepancia de k_s/D obtenida para el mismo lecho con respecto al resto de éstos.

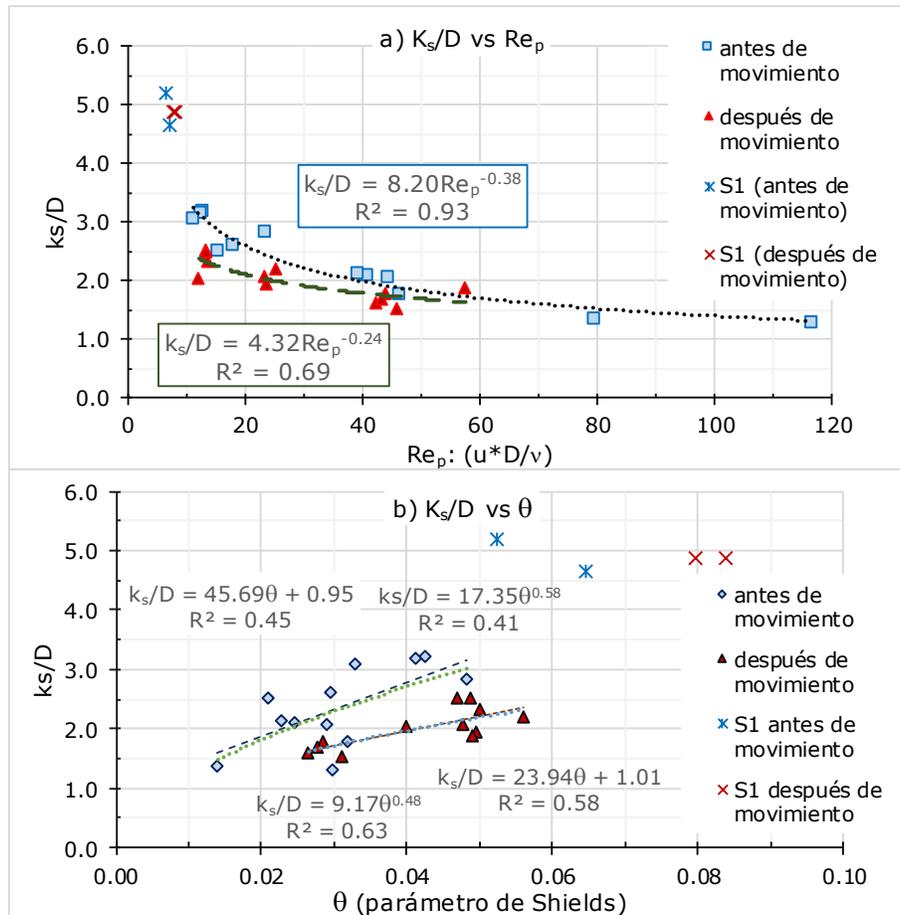


Figura 7. Modelos de regresión obtenidos para el promedio de la rugosidad equivalente (k_s/D) antes y después del inicio de movimiento:
a) k_s/D vs. Re_p ; b) k_s/D vs. θ .

El promedio ponderado de la rugosidad equivalente de fondo (k_s/D), y sus respectivos máximos y mínimos se muestran en la Tabla 4. Con respecto a los promedios antes y después de movimiento, se observa que hay una reducción de k_s/D para los fondos S2, S3 y S4; en tanto que para S5, el resultado k_s/D es prácticamente el mismo antes y

después de movimiento. Sin embargo, como ya se discutió, para el fondo S5, las consideraciones del análisis realizado no son estrictamente válidas (menores correlaciones y regiones de aplicación de la ley logarítmica). Para S2, S3, S4, la reducción de la rugosidad equivalente “después de movimiento” fue de 26, 22 y 16%, respectivamente, comparada con la rugosidad equivalente en condición “antes de movimiento”. Es importante señalar que en investigaciones que tratan el tema de la rugosidad en condiciones de transporte de fondo se concluye que el arrastre de los granos aumenta la rugosidad equivalente del lecho (Van-Rijn, 1982; Camenen *et al.*, 2008). Sin embargo, se subraya que ese aumento de rugosidad equivalente del lecho corresponde a una situación sostenida de arrastre de fondo y que en el caso de las simulaciones realizadas en el presente trabajo k_s/D “después de movimiento” se refiere a un evento inmediato al inicio de movimiento del lecho.

Tabla 4. Rugosidad equivalente de lecho (k_s/D) antes y después de movimiento (valores promedio y rango de los resultados).

Fondo móvil - tamaño	k_s/D : antes de movimiento		k_s/D : después de movimiento	
	Promedio	Mín.-máx.	Promedio	Mín.-máx.
S1 - $D = 0.00038$ m	4.92	4.12-5.47	4.88	4.25-5.56
S2 - $D = 0.00064$ m	3.16	2.42-3.96	2.34	1.60-3.23
S3 - $D = 0.00093$ m	2.65	1.73-3.39	2.08	1.65-2.49

S4 - $D = 0.00168$ m	2.02	1.60-2.34	1.70	1.14 - 2.16
S5 - $D = 0.00318$ m	1.33	0.90-1.93	---	

Discusión

En la Figura 8 (gráfico superior) se muestran los resultados obtenidos en términos de Re_p vs. θ , donde se incluyen ambas condiciones de la simulación (antes y después de movimiento). En la misma figura (gráfico inferior) se muestra el resultado correspondiente a la condición para la cual se observó el inicio de movimiento en cada simulación. Para S5 no se produjo inicio de movimiento; los resultados mostrados en la gráfica inferior de la Figura 8 corresponden al máximo esfuerzo cortante o parámetro de Shields (θ) producido en las tres simulaciones realizadas.

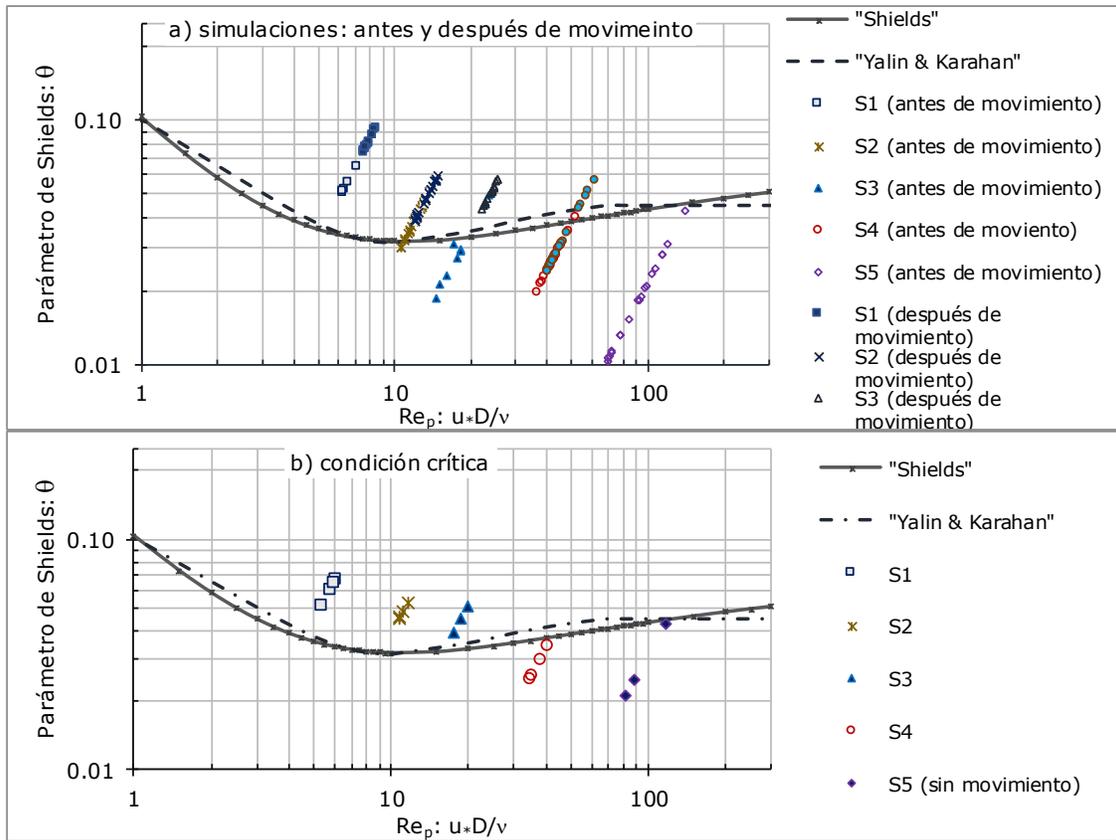


Figura 8. Comparación de los resultados obtenidos con respecto a las curvas de Shields, y Yalin y Karahan: a) resultados antes y después de movimiento; b) inicio de movimiento observado en los experimentos.

Esfuerzos cortantes críticos y por tanto parámetros de Shields mayores a los propuestos por las curvas de Shields, y de Yalin y Karahan fueron obtenidos para S1, S2 y S3; mientras que para S4, los resultados corresponden a esfuerzos de corte menores al teórico calculado según ambas curvas. De acuerdo con el gráfico inferior de la Figura 7, de haberse producido experimentalmente el inicio de movimiento para el fondo S5, la condición crítica se ubicaría por encima

de las curvas referidas, generándose al unir las condiciones críticas una tendencia similar a la de dichas curvas.

Como velocidad media crítica se consideró la correspondiente al último perfil de velocidades, determinado justo antes del inicio de movimiento en cada simulación. En la Tabla 5 se muestran los resultados experimentales (PTV) con respecto a la condición de inicio de movimiento, y las magnitudes de los parámetros críticos teóricos calculados por el criterio de Shields (esfuerzo cortante) y los modelos de Chien y Wan, Goncharov, Levy, así como el de Fuentes y Carrasquel, respectivamente. En los tres modelos de velocidad media crítica se utilizó $k_s = D$ para los cinco lechos móviles analizados. Mientras que para el modelo de Fuentes y Carrasquel, se consideró k_s igual con el resultado observado en la Tabla 4 (antes de movimiento) para S2, S3, S4 y S5, pero para S1 se tomó $k_s = 8.2Re_p^{-0.38}$. El parámetro de Shields (θ) se consideró con respecto a la magnitud teórica según las expresiones de Maza –Alvarez & García-Flores (1984). En el caso del fondo S5 ($D = 3.18$ mm), se incluyen la velocidad media y el esfuerzo cortante máximos medidos experimentalmente, los cuales, como se indicó de manera oportuna, no corresponden al inicio de movimiento sino a condiciones sin movimiento.

Tabla 5. Resultados de PTV y comparación con otros autores.

Fondo móvil - tamaño (m)	Parámetros críticos experimentales	τ_c criterio de	Velocidades medias - inicio de movimiento: U_c (m/s)	
			$k_s = D$	k_s (PTV)

	(PTV)		Shields (N/m ²)				Fuentes & Carrasquel
	U _c m/s	τ _c (N/m ²)		Chien & Wan	Goncharov	Levy	
S1: D = 0.00038	0.234	0.33	0.21	0.235	0.241	0.245	0.242
S2: D = 0.00064	0.285	0.44	0.31	0.263	0.282	0.288	0.280
S3: - D = 0.00093	0.309	0.60	0.47	0.313	0.338	0.336	0.348
S4: D = 0.00168	0.362	0.69	1.02	0.404	0.400	0.400	0.460
S5: D = 0.00318	0.702	1.94	2.36	0.521	0.470	0.472	0.632
*** PTV = máximos medidos experimentalmente sin movimiento observado							

Las velocidades medias críticas experimentales (obtenidas por PTV) para S1 y S2 son cercanas a las calculadas por los cuatro modelos considerados. No obstante, para estos mismos fondos, los esfuerzos cortantes críticos experimentales son mayores a los obtenidos por el modelo de Shields. En los casos S3 y S4, las velocidades críticas calculadas son mayores que las observadas de modo experimental, mientras los correspondientes esfuerzos cortantes experimentales son mayores en el caso S3 y menores para S4. En el lecho S5, aún cuando experimentalmente la máxima velocidad medida es mayor que la calculada por cualquiera de los cuatro modelos considerados, el esfuerzo

cortante que corresponde a esta velocidad máxima (0.703 m/s) es menor que el propuesto por el modelo de Shields. También para esta condición se tiene $Fr > 1$ (ver Tabla 1), en tal combinación velocidad-profundidad, la energía específica del flujo durante el experimento disminuye conforme aumenta la velocidad y decrece la profundidad. El gráfico mostrado en la Figura 9 contiene el comparativo entre los parámetros críticos experimentales y los criterios teóricos considerados contenidos en la Tabla 5.

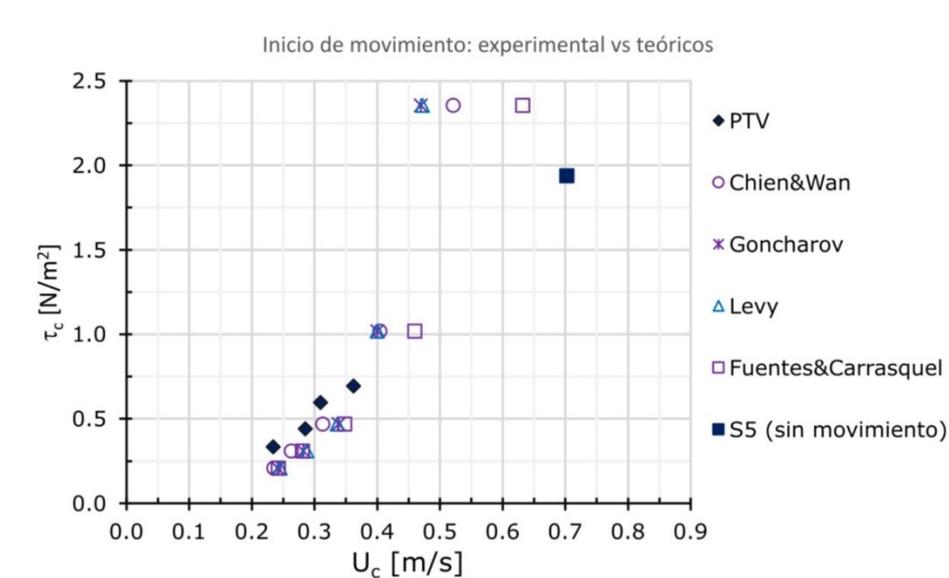


Figura 9. Velocidad media y esfuerzo de corte críticos vs. criterio de Shields (modelos de velocidad crítica: Chien y Wan, Goncharov, Levy, y Fuentes y Carrasquel).

Conclusiones

De acuerdo con los hallazgos encontrados en este trabajo para simulaciones de inicio de movimiento de un fondo móvil generado por un flujo en canal, se tiene que la rugosidad equivalente para un fondo plano, constituido por partículas uniformes no cohesivas, debe considerarse un factor de ponderación mayor a uno, que afecte al tamaño medio de los granos. Además, dicho valor de ponderación es variable con respecto a la clasificación del tamaño de las partículas del fondo móvil, obteniéndose un mayor valor para arenas medias que para aquellas clasificadas como arenas gruesas y gravas finas. La rugosidad equivalente de fondo móvil se analizó con relación al Reynolds de partículas (Re_p) y al parámetro de Shields (θ), obteniéndose, para ambos casos, altos coeficientes de determinación entre los modelos empíricos y los resultados experimentales. Al considerar la diferencia entre las condiciones “antes de movimiento” y “después de movimiento”, se concluye que la respuesta del lecho es, en términos hidráulicos, correspondiente con una pared de menor rugosidad justo después de ser rebasado el estado límite de inicio de movimiento. Se subraya que tal hallazgo responde exclusivamente a situaciones inmediatas después del inicio de movimiento donde el fondo permanece plano.

La magnitud de la rugosidad equivalente, considerada al aplicar criterios de velocidad media crítica, influye en el cálculo de ésta. En el caso de arenas gruesas y gravas finas, se observaron las mayores diferencias entre las velocidades medias críticas calculadas y las medidas experimentalmente con ayuda de la técnica PTV. Para los fondos utilizados en las simulaciones de tales clasificaciones granulométricas, se obtuvo una sobreestimación de la velocidad media crítica cuando se consideró como rugosidad equivalente de fondo al tamaño medio de los granos.

La técnica PTV permitió obtener cantidades considerables de mediciones de velocidad instantánea, a partir de las cuales se pudieron calcular los esfuerzos de Reynolds y perfiles de velocidad promedio, estimándose de manera indirecta el esfuerzo cortante en el lecho móvil del canal. El esfuerzo de corte obtenido, al acotar la región de flujo, con base en la ley logarítmica, es comparable con el logrado a partir de los esfuerzos de Reynolds en condiciones de flujo turbulento y subcrítico. Para régimen supercrítico, el esfuerzo cortante obtenido por los esfuerzos de Reynolds resultó ser un parámetro más congruente con los resultados arrojados con respecto a la condición de no movimiento observado para la grava fina. Cabe señalar que tanto la distancia desde la entrada del canal al depósito de fondo móvil y la longitud física del canal afectaron de forma directa la amplitud de la región turbulenta en la zona de interés.

Al comparar los resultados de esta investigación con los de otros investigadores, se puede recomendar para calcular la rugosidad efectiva el uso de una constante de proporcionalidad (a) entre 1.33 y 4.92,

afectando el diámetro medio del sedimento (D_{50}) de acuerdo con la Tabla 4.

Con base en la discusión antes expuesta, simulaciones similares para un canal de mayor longitud son recomendables en futuros experimentos. Sin embargo, los esfuerzos críticos obtenidos corresponden con el comportamiento típico de las curvas de inicio de movimiento clásicas. Simulaciones como las aquí presentadas pueden realizarse bajo las mismas consideraciones aplicadas, con objeto de inferir la magnitud de la constante de proporcionalidad (a) y el tamaño representativo de los granos del fondo (D), a partir del criterio de inicio de movimiento. Por último, la realización de una serie de experimentos con mezclas de tamaño de partículas no cohesivas (granulometría extendida) serían igualmente recomendables para extrapolar la aplicabilidad de los hallazgos encontrados.

Nomenclatura

β : Constante o función de rugosidad en el perfil logarítmico de velocidades.

b_0, A : Constantes del modelo de regresión del perfil de velocidades experimental.

- D : Tamaño de partícula representativo (mm).
- D_{35} : Tamaño de partícula mayor al 35% (mm).
- D_{50} : Tamaño de partícula mayor al 50% (mm).
- D_{65} : Tamaño de partícula mayor al 65% (mm).
- D_{90} : Tamaño de partícula mayor al 90% (mm).
- D_{95} : Tamaño de partícula mayor al 95% (mm).
- D_{mn} : Tamaño mínimo de partículas (mm) (máxima abertura de malla).
- D_{mx} : Tamaño máximo de partícula (mm) (mínima abertura de malla).
- g : Aceleración de la gravedad (9.81 m/s^2).
- h : Tirante del escurrimiento (cm).
- k : Constante de von Karman (0.41).
- k_s : Rugosidad de fondo (mm).
- R : Radio hidráulico (mm).
- R_* : Reynolds de rugosidad (adimensional).
- Re_p : Reynolds de partículas (adimensional).
- s : Pendiente de fricción (m/m).
- $S1, S2, S3, S4, S5$: Fondos móviles de diámetro uniforme.
- u : Velocidad media puntual (cm/s).
- u_* : Velocidad de corte (cm/s).
- u' : Variabilidad de la velocidad u (cm/s).
- U_c : Velocidad media crítica (cm/s).

U_x : Velocidad media flujo (cm/s).

v' : Fluctuación de la velocidad v (cm/s).

V_m : Velocidad media en la dirección vertical (cm/s).

y : Altura de flujo (m).

X : Parámetro o función de rugosidad de Einstein (adimensional).

γ_s : Peso específico de las partículas (N/m^3).

ν : Viscosidad cinemática del agua (m^2/s).

θ : Parámetro de Shields (adimensional).

ρ_s : Densidad de las partículas (kg/m^3).

τ_0 : Esfuerzo cortante en el fondo (N/m^2).

τ_c : Esfuerzo cortante crítico (N/m^2).

T : Esfuerzo de Reynolds o esfuerzo cortante (N/m^2).

Referencias

- Ackers, P., & White, W. R. (1973). Sediment transport: New approach and analysis. *Journal of the Hydraulics Division*, 99(11), 204-254.
- Adrian, R. J. (1991). Particle-imaging techniques for experimental fluid mechanics. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 123, 43-56.
- Anthony, D., Wohl, E., Sircoulon, J. H., Herschy, R. W., & Holland, P. G. (1998). Prandtl-von karman equation. In: Herschy R. W., & Fairbridge R. W. (eds.). *Encyclopedia of Hydrology and Water Resources. Encyclopedia of Earth Science* (pp. 524). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

- Best, J., Bennet, S., Brige, J., & Leeder, M. (1997). Turbulence modulation and particle velocities over flat sand beds at low transport rates. *Journal of Hydraulic Engineering*, 123(12), 1118-1130.
- Buffinton, J. M. (1999). The Legend of A. F. Shields. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(4), 376-387.
- Cao, Z., Pender, G., & Men, J. (2006). Explicit formulation of the Shields Diagram for incipient motion of sediment. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(10), 1097-1099.
- Camenen, B., Larson, M., & Bayram, A. (2008). Equivalent roughness height for plane bed under oscillatory flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 8 (3), 1-31.
- Chien, N., & Wan, Z. (1998). *Mechanics of sediment transport*. Reston, USA: ASCE Press.
- Dancey, C. L., Diplas, P., Papanicolaou, A., & Bala, M. (2002). Probability of individual grain movement and threshold condition. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(12), 1069-1075.
- Du Boys, M. P. (1879). Le Rhone et les rivieres a lit affouillable. *Mem. Doc., Ponts et chaussées, ser. 5, 18, 112*.
- Einstein, H. A. (1950). The bed load function of sediment transportation in open channel flows. *US. Dept. Agri., Technical bulletin, 1026, 88*.
- Engelund, F., & Hansen, E. (1967). *A monograph on sediment transport in alluvial streams*. Copenhagen, Denmark: Technisk Forlag.

- Fuentes, R., & Carrasquel, S. (1978). *Una ecuación empírica para zonas de transición* (publicación núm. 78-10). Caracas, Venezuela: Laboratorio Nacional de Hidráulica.
- García-Flores, M., & Maza-Álvarez, J. A. (1997). *Inicio de movimiento y acorazamiento. Manual de ingeniería de ríos*. México, DF, México: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Garde, R. J., Sahay, A., & Bhatnagar, S. (2006). A simple mathematical model to predict the particle size distribution of the armour layer. *Journal of Hydraulic Engineering and Research*, 38(5), 815-821.
- Goncharov, V. N. (1962). *Dinamika rouslovih potokov (Dynamics of channel flow)*. Leningrad, Russia: Gidrometeoizdat.
- Hunziker, R. P., & Jaeggi, M. N. R. (2002) Grain sorting processes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(12), 1060-1068.
- Kuhnle, R. A. (1993). Incipient motion of sand-gravel sediment mixtures. *Journal of Hydraulic Engineering*, 119(12), 1401-1414.
- Kirkgöz, M. S., & Ardichoglu, M. (1997). Velocity profiles of developing and developed open channel flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 123(12), 1099-1105.
- Lemmin, U., & Rolland, T. (1997). Acoustic velocity profiler for laboratory and field studies. *Journal of Hydraulic Engineering*, 123(12), 1089-1098.
- Levy, E. E. (1956). *River mechanics*. Moscow, Russia: National Energy Press.

- Lick, W., Jin, L., & Gailani, J. (2004). Initiation of movement of Quartz particles. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130(8), 755-761.
- Ling, C.-H. (1995). Criteria for incipient motion of spherical sediment particles. *Journal of Hydraulic Engineering*, 21(6), 472-478.
- Marsh, N. A., Western, A. W., & Grayson, R. B. (2004). Comparison of methods for predicting incipient motion for sand beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130(7), 616-621.
- Maza-Álvarez, J. A., & García-Flores, M. (1984). *Hidrodinámica, bases para hidráulica fluvial* (pp. 549). Series del Instituto de Ingeniería D-20, México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Maza-Álvarez, J. A., & García-Flores M. (1996). Capítulo 10. Transporte de sedimentos. En: *Manual de ingeniería de ríos* (pp. 541). Series del Instituto de Ingeniería. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Meyer-Peter, E., & Muller, R. (1948), Formulas for bed load transport. *Proc. 2nd Meeting, International Association of Hydraulic Engineering and Research*, Stockholm. July 6.
- Nikuradse, J. (1933). Stromungsgesetze in Rauhren Rohren, *VDI Forschungsh.* 361. Traducción al inglés. *NACA Technical Memorandum*, 1292
- Papanicolaou, A. N. (2002). Stochastic incipient motion criterion for spheres under various bed packing conditions. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(4), 369-380.

- Ramesh, R., Datta, B., Bhallamudi, S., & Narayana, A. (2000). Optimal estimation of roughness in open channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 126(4), 299-303.
- Salinas-Tapia, H., García-Aragón, J. A., Moreno, D., & Barrientos, B. (2006). Particle Tracking Velocimetry (PTV) Algorithm for non-uniform and non-spherical Particles. *Electronics, Robotics and Automotive Mechanics Conference (CERMA'06), IEEE, Cuernavaca, México*.
- Salinas-Tapia, H. (2007) *Determinación de parámetros para flujo bifásico, sólido-líquido, aplicando técnicas ópticas* (tesis de doctorado). CIRA-Universidad Autónoma del Estado de México.
- Sarmiento, O. A., & Falcon, M. A. (2006). Critical bed shear stress for unisize sediment. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(2), 172-179.
- Shields, A. (1936) *Anwendung der Aechlichkeitsmechanik und der turbulenzforschung auf die Geschiebewegung* (PhD Thesis Technical). University Berlin, Berlin, Germany.
- Smith, D. A. (2004). Initiation of motion of calcareous sand. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130(5), 467-472.
- Song, T., & Graf, W. H. (1996). Velocity and turbulence distribution in unsteady open channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 122(3), 141-196.
- Van-Rijn, L. (1982) Equivalent roughness of alluvial bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 108(10), 1215-1218.

- Wu, W., & Wang-Sam, S. Y. (1999) Movable bed roughness in alluvial rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(12), 1309-1312.
- Yalin, M. S. & Karahan, E. K. (1979). Inception of sediment transport. *Journal of the Hydraulics Division ASCE*, 105, 1433
- Yang, S. Q., & McCorquodale, J. A. (2004). Determination of boundary shear and Reynolds shear in smooth rectangular channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130(5), 458-462.

Diseño gráfico para la materia orgánica y el tiempo de retención en lagunas facultativas

Graphic design for organic matter and retention time in facultative lagoons

Facundo Cortés-Martínez¹, ORCID: 0000-0003-2189-3912

Alejandro Treviño-Cansino², ORCID: 0000-0002-8451-4820

Ma. Aracelia Alcorta García³, ORCID: 0000-0002-9079-2771

Julio Gerardo Lozoya Vélez⁴

¹Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Durango, México, fcortes@ujed.mx

²Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Durango, México, atrevinoc@ujed.mx

³Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México, maria.alcortagr@uanl.edu.mx

⁴Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Durango, México, gerardo_lovelez@ujed.mx

Autor para correspondencia: Facundo Cortés-Martínez, fcortes@ujed.mx

Resumen

El presente trabajo proporciona dos gráficas con base en el diseño tradicional de una laguna facultativa. En la primera se establece un factor para el cálculo del tiempo de retención; en la segunda se determina la demanda bioquímica de oxígeno en el efluente del sistema, lo anterior con el fin de simplificar el diseño. Se aplicó el criterio del método gráfico, luego los valores obtenidos fueron verificados con los de la metodología tradicional. Se comprobó la simplificación en el dimensionamiento de una laguna facultativa. Es importante indicar que el presente estudio considera únicamente el análisis de la materia orgánica para el dimensionamiento.

Palabras clave: laguna facultativa, tiempo de retención, demanda bioquímica de oxígeno, diseño gráfico.

Abstract

The present paper provides two graphs based in the traditional design of a facultative pond. The first one establish a factor for the calculation of the retention time; the second one determines the biochemical oxygen demand in the effluent of the pond, the aforementioned in order to simplify the design. The graphic method was applied, later the data obtained were compared with the traditional method. It was demonstrated the simplification in the design of a facultative pond. It is important to mention that the present paper only considers the organic matter for the design.

Keywords: Facultative lagoon, retention time, biochemical oxygen demand, graphic design.

Recibido: 23/04/2018

Aceptado: 15/07/2019

Introducción

Los costos de mantenimiento y operación de las lagunas de estabilización son bajos, por esta razón estos sistemas de tratamiento son los más empleados; además, cumplen con la calidad del agua residual tratada para reutilizarla en la agricultura (Bracho, Aldana, García, & Herrera, 1997; Mara, 2006; Gemitzi, Tsihrintzis, Christou, & Petalas, 2007). Una desventaja importante en estos sistemas de tratamiento es que se necesitan grandes extensiones de terreno (Wood, Greenfield, Howes, Johns, & Keller, 1995; Agunwamba, 2001; Mara, 2004; Kaya, Dilek, & Gökçay, 2007; Naddafi *et al.*, 2009). Los sistemas lagunares tienen como propósito disminuir la concentración de la materia orgánica, también conocida con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), en donde los procesos pueden ser tanto aerobios como anaerobios (Metcalf & Eddy Inc., 1991). Según Rolim (2000), las lagunas de estabilización se clasifican en anaerobias, facultativas y de

maduración, lo anterior en función del contenido de oxígeno. Las primeras tienen como característica principal la remoción de grandes cantidades de materia orgánica. De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2007a) los estanques anaerobios son profundos (de 2.5 a 5.0 metros) y la eliminación de la DBO se lleva a cabo por medio de bacterias metanogénicas.

Las lagunas facultativas apoyan su funcionamiento por medio de bacterias, algas y la fotosíntesis, en donde la DBO se convierte en algas y productos inorgánicos. Una característica importante es que en la parte inferior prevalecen condiciones anaerobias; mientras que en la parte superior son aerobias (Rolim, 2000). Por otro lado, el viento favorece la mezcla, un reparto uniforme de la DBO, bacterias, algas y oxígeno disuelto. La consecuencia de lo indicado es un eficaz tratamiento (Conagua, 2007b). Sin embargo, estudios experimentales han demostrado que tiene más influencia el tamaño de las estructuras de entrada que la acción del viento, pues éste es muy variable en su dirección y velocidad (Shilton & Harrison, 2003).

La función principal de los estanques de maduración es la eliminación de los coliformes fecales. El proceso que se establece es aerobio en toda la laguna y el oxígeno es generado por algas y la aireación superficial. Este tipo de lagunas son de poca profundidad (de 0.9 a 1.5 metros) (Metcalf & Eddy Inc., 1991; Conagua, 2007a). De acuerdo con Heredia (1985) y Conagua (2007a), los coliformes fecales generan enfermedades, como cólera y tifoidea, entre otras. Los métodos de diseño que se aplican actualmente están basados en la carga máxima por unidad de área (Olukanni, 2011).

De los diseños de sistemas lagunares con gráficas

Swamee y Ojha (1991) reportaron una curva que representa el fenómeno de esfuerzo de la DBO como resultado de reacciones bioquímicas complejas entre el conjunto heterogéneo de biota y el sustrato orgánico complejo. Esta curva muestra una fase de retraso, seguida de una curva ascendente terminada en una meseta, y de nuevo una curva creciente de tipo saturante, que produce un efecto carbonatado de la DBO. Para el sustrato rico en compuestos nitrogenados, hay un aumento adicional en la curva de DBO, que satura en el valor de la DBO final de la segunda etapa. Ellis y Rodríguez (1995) determinaron ecuaciones de regresión múltiple para lagunas facultativas y de maduración, donde se relaciona la eliminación de la DBO y organismos coliformes fecales a una serie de parámetros ambientales y de otros tipos. Kehl, Wichern, Lübken y Horn (2009) presentaron un análisis estadístico para lagunas facultativas aireadas, facultativas y lagunas anaerobias por medio de método de análisis Monte Carlo. Presentan además algunos análisis estadísticos de los datos, como histogramas, gráficos de dispersión y tablas con los valores calculados para las variables de las lagunas de estabilización, a partir de los datos aleatorias de entrada. Morales, Domínguez y Mata (2016) publicaron un estudio estocástico: los autores introducen el factor dentro del modelo

de lagunas facultativas por medio del método gráfico. Se aplica la gráfica con las isóneas de fiabilidad obtenidas para el diseño estocástico del tratamiento mediante estanques con lemnáceas de los efluentes de las lagunas facultativas primarias de los municipios de Ranchuelo y Caibarién, en la provincia de Villa Clara, Cuba.

Del diseño de lagunas facultativas con metodologías reducidas

En la revisión bibliográfica realizada sólo se encontraron dos diseños de sistemas lagunares reducidos: a) manual simplificado para el diseño, operación y evaluación de lagunas de estabilización de aguas residuales de Collí, Rico, Rivas, Escalante y Luyendijk (1992), que considera, en términos generales, la calidad del agua residual en la entrada del sistema de lagunas, diseño, construcción, operación y mantenimiento; b) Treviño-Cansino y Cortés-Martínez (2016) reportaron otro criterio simplificado: método de diseño reducido para lagunas de estabilización, que estima como valores constantes la evaporación diaria (5 mm/día) y la profundidad (1.5 m). Además, es posible definir las dimensiones promedio de los taludes. Cabe mencionar que los dos criterios de diseño se basan en la metodología tradicional adoptada por la Conagua

(2007a). Se presentan las ecuaciones definidas para el último diseño exclusivamente de la laguna facultativa.

Volumen:

$$V = \beta Q_i \quad (1)$$

Donde:

$$\beta = \left(\frac{zDBO_{i10}}{\lambda_s} \right) \quad (2)$$

Área superficial:

$$A_{superior} = B_{superior} * L_{superior} \quad (3)$$

Ancho superior:

$$B_{superior} = \varepsilon Q_i + 1.5 * pendiente \quad (4)$$

Longitud superior:

$$L_{superior} = 3_\varepsilon Q_i + 1.5 * pendiente \quad (5)$$

Donde ε es un factor para el cálculo de las dimensiones de la laguna que depende de la temperatura.

Gasto en el efluente:

$$Q_e = \omega Q_i - 0.03\varepsilon Q_i * pendiente - 0.01125 * pendiente^2 \quad (6)$$

Donde ω es un factor para simplificar el cálculo del gasto en el efluente.

Tiempo de retención hidráulico:

$$O_f = \beta \quad (7)$$

Número de coliformes fecales:

$$\frac{N_f}{N_o} = \varphi N_i \left(\frac{Q_i}{Q_e} \right) \quad (8)$$

Donde φ es un factor que depende de la relación largo-ancho, temperatura, y de la constante adimensional (a) y del factor de

dispersión (d). Lo anterior para realizar el cálculo de los coliformes en el efluente de la laguna.

DBO en el efluente corregido por evaporación:

$$DBO_e = \tau DBO_i \left(\frac{Q_i}{Q_e} \right) \quad (9)$$

Donde τ es un factor para el cálculo de la DBO en el efluente que depende del tiempo de retención (θ) y de la constante de decaimiento. El objetivo del presente trabajo es determinar dos gráficas con base en el diseño tradicional de una laguna facultativa. La primera tiene como propósito establecer un factor para el cálculo del tiempo de retención; mientras que la segunda determina la demanda bioquímica de oxígeno en el efluente de un sistema de tratamiento con lagunas de estabilización. La aportación del presente estudio es la deducción de un método gráfico para el dimensionamiento de una laguna facultativa, a partir del método reducido propuesto por Treviño-Cansiño y Cortés-Martínez (2016). Una ventaja importante con el criterio presentado es la simplificación, rapidez y facilidad para calcular el dimensionamiento de una laguna facultativa.

Materiales y métodos

El texto consultado para el diseño fue "Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales" (Conagua, 2007a).

Nomenclatura para el diseño de la laguna facultativa

$C.O.$ = carga orgánica.

Q_i = caudal en el influente de la laguna ($m^3/día$).

DBO_i = concentración de la demanda bioquímica de oxígeno en el influente (mg/l).

1 000 = factor de conversión.

λ_v = carga orgánica superficial ($gDBO_5 m^3/día$).

T = temperatura mínima media mensual del aire ($° C$).

L_i = concentración de DBO_5 en el influente de la laguna (mg/l).

A_f = área en m^2 .

Q_{med} = caudal en el influente en $m^3/día$.

Z = profundidad en m .

V = volumen de la laguna (m^3).

O_f = tiempo medio de retención hidráulico, laguna facultativa (días).

X = relación entre longitud y anchura.

B_{prom} = ancho promedio de la laguna en m.

L_{prom} = longitud promedio de la laguna en m.

B_{sup} = ancho superior en m.

L_{sup} = largo superior en m.

A_{sup} = área superficial en m^2 .

Q_e = caudal en el efluente de la laguna ($m^3/día$).

e = evaporación (mm/día).

d = factor de dispersión adimensional.

a = constante adimensional.

N_e = coliformes fecales corregidos por evaporación en el efluente de la laguna (NMP 100/ml).

N_i = coliformes fecales en el influente de la laguna (NMP 100/ml).

N_f/N_o = número de coliformes fecales en el efluente (NMP 100/ml).

$e = 2.7182818$.

K_f = constante de decaimiento a una temperatura en cualquier día.

DBO_e = concentración de la DBO_i en el efluente de la laguna (mg/l).

$NMampF$ = número de mamparas en la laguna facultativa.

Talud = relación de bordos 2:1.

Diseño de laguna facultativa (flujo disperso. Método de Yáñez)

a) Carga orgánica:

$$C.O. = Q_i(DBO_i)/1\ 000 \quad (10)$$

b) Carga superficial de diseño:

$$\lambda_s = 250(1.085)^{T-20} \quad (11)$$

c) Área de la laguna facultativa:

$$A_f = 10 L_i Q_{med} / \lambda_s \quad (12)$$

d) Volumen de la laguna:

$$V = (A)(Z) \quad (13)$$

e) Tiempo medio de retención hidráulico:

$$O_f = V/Q_i \quad (14)$$

f) Dimensionamiento. Relación largo ancho $X = 3$:

$$B_{prom} = \sqrt{\frac{A_f}{X}} \quad (15)$$

$$L_{prom} = \frac{A_f}{B_{prom}} \quad (16)$$

g) Para el ancho y largo:

$$B_{sup} = B_{prom} + (Z)(Talud) \quad (17)$$

$$L_{sup} = L_{prom} + (Z)(Talud) \quad (18)$$

h) Cálculo del área superficial:

$$A_{sup} = (B_{sup})(L_{sup}) \quad (19)$$

i) Gasto en el efluente:

$$Q_e = Q_i - 0.001 A_{sup} \quad (20)$$

j) Remoción de coliformes fecales:

$$X = 3 \text{ relación largo ancho} \quad (21)$$

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392(X) + 1.0136(X)^2} \quad (22)$$

k) Coeficiente de reducción bacteriana:

$$K_b = 0.841 (1.075)^{T-20} \quad (23)$$

l) Constante "a". Se determina a través de la fórmula:

$$a = \sqrt{1 + 4K_b O_f d} \quad (24)$$

m) Coliformes fecales en el efluente de la laguna facultativa:

$$\frac{N_f}{N_o} = \frac{4ae^{(1-a/2d)}}{(1+a)^2} N_i \quad (25)$$

n) Coliformes fecales corregidos por evaporación:

$$N_e = (N_e)(Q_i)/Q_e \quad (25a)$$

ñ) Concentración de la DBO en el efluente de la laguna:

$$Kf = \frac{Kf_{35}}{(1.085)^{35-T}} \quad (26)$$

o) Concentración de la demanda bioquímica de oxígeno en el efluente de la laguna:

$$DBO_{ef} = \frac{DBO_i}{K_f O_f + 1} \quad (27)$$

p) Eficiencia de remoción de la DBO:

$$\% = \frac{(DBO_i - DBO_e)}{DBO_i} \cdot 100 \quad (28)$$

q) DBO corregida por evaporación:

$$DBO_e = (DBO_i)(Q_i)/Q_e \quad (29)$$

Análisis matemático para el método gráfico de la materia orgánica y el tiempo de retención

Dimensionamiento: tiempo de retención (t).

Para determinar la gráfica del tiempo de retención se pretende realizar una función que tiene de variable independiente la temperatura. Para realizar lo anterior, se toma la Ecuación (2), que representa β del método reducido publicado por Treviño-Cansiño y Cortés-Martínez (2016). Si se toma la Ecuación (7), que define el tiempo de retención en el método de diseño reducido, y se sustituye en la Ecuación (2), se tiene:

$$O_f = \frac{z \cdot DBO_i 10}{\lambda_s} \quad (30)$$

Por último se sustituye la fórmula de λ_s (Ecuación (11)) en la Ecuación (30) y se tiene:

$$O_f = \frac{z \cdot DBO_i 10}{250(1.085)^{T-20}} \quad (31)$$

Según el método reducido, se fija como constante la profundidad (Z) a 1.50 m y a diferencia de éste, se puede calcular el tiempo de retención para las diferentes concentraciones de DBO_e indicadas por la

literatura (Metcalf & Eddy Inc., 1991). Se considera la Expresión (26) del método de diseño reducido como constante de decaimiento a cualquier temperatura, y tomando la Ecuación (31) y expresándola en función del tiempo de retención y la DBO_i se obtiene:

$$\left(\frac{O}{DBO_i}\right) = \frac{1.5(10)}{250(1.085)^{T-20}} \quad (32)$$

Luego, simplificando la Ecuación (32):

$$\frac{O}{DBO_i} = \frac{0.30672276}{(1.085)^T} \quad (33)$$

Graficando con Excel la Ecuación (33) se tiene la Figura 1:

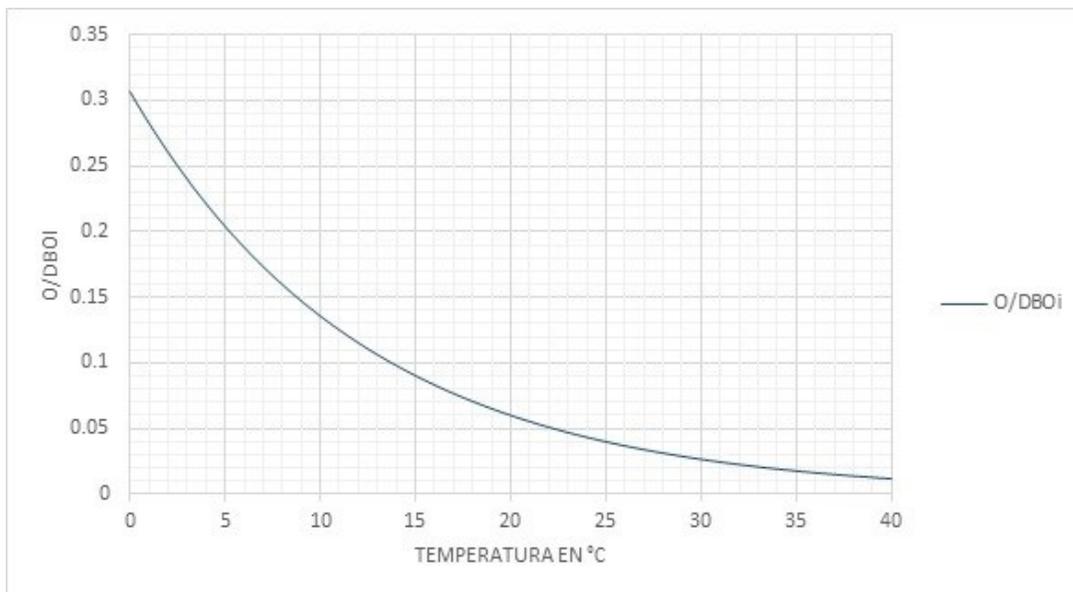


Figura 1. Gráfica para el cálculo del tiempo de retención.

Para la DBO en el efluente (DBO_e), se toma como base la Fórmula (9) de la metodología y se elimina el factor de corrección por evaporación (Q_i/Q_e), y resulta la Expresión (34):

$$DBO_e = \tau * DBO_i \quad (34)$$

Donde según Treviño-Cansiño y Cortés-Martínez (2016):

$$\tau = \left(\frac{1}{KfO+1} \right) \quad (35)$$

Se realiza la sustitución de la Ecuación (35) en la Ecuación (34) y se obtiene la Función (36):

$$DBO_e = \left(\frac{1}{KfO+1} \right) * DBO_i \quad (36)$$

En la Fórmula (36) se sustituye la constante de decaimiento Kf por la Expresión (26) de la metodología tradicional y el tiempo de retención O por la Fórmula (31) y se tiene:

$$DBO_e = \frac{1}{\left[\left(\frac{Kf_{35}}{(1.085)^{35-T}} \right) \left(\frac{1.5(10)DBO_i}{250(1.085)^{T-20}} \right) + 1 \right]} * DBO_i \quad (37)$$

Posteriormente, se simplifica la Fórmula (37) y se sustituye la constante adimensional $kf_{35} = 1.2$, y resulta la Expresión (38):

$$DBO_e = \frac{DBO_i}{0.0211780721(DBO_i)+1} \quad (38)$$

La Figura 2 muestra la gráfica para determinar la concentración de materia orgánica en la salida del sistema de tratamiento.

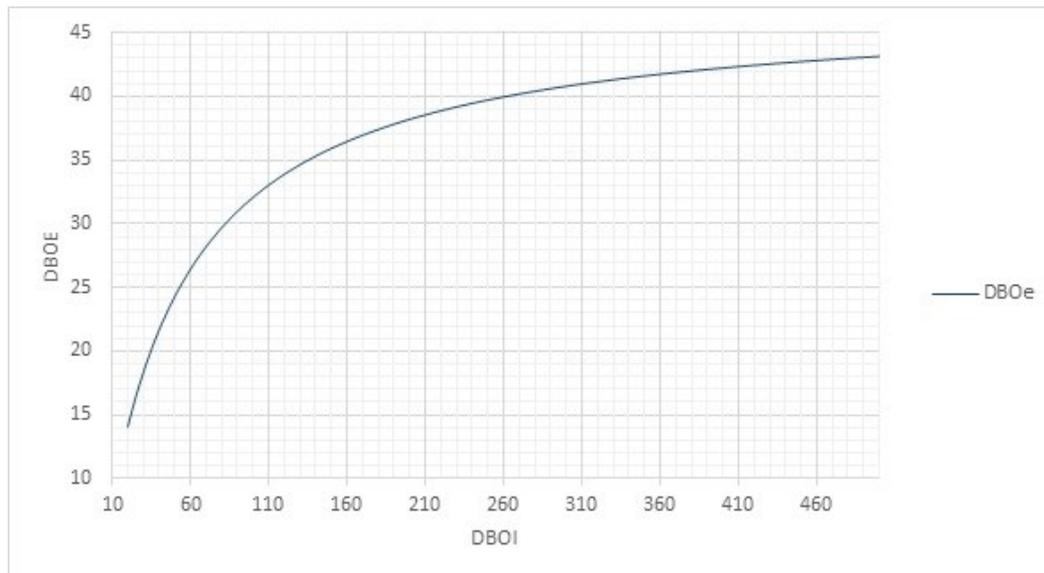


Figura 2. Gráfica para calcular la DBO en el efluente de la laguna facultativa.

Aplicación del método gráfico

Para la calcular el tiempo de retención, se obtiene el factor (O_f/DBO_i) de la Figura 2 y se multiplica por la DBO_i del caso en estudio:

$$O_f = \left(O_f / DBO_i \right) * DBO_i \quad (39)$$

A partir del tiempo de retención se puede deducir el volumen de la laguna al multiplicarlo por el gasto en el influente (Q_i):

$$V = O_f * Q_i \quad (40)$$

El área de la laguna se obtiene al despejar la Fórmula (13) y fijando la profundidad $Z = 1.50$ m:

$$A = \frac{V}{1.50} \quad (41)$$

La demanda bioquímica de oxígeno en el efluente (DBO_e) se obtiene de la Figura 2, con la DBO_i como dato conocido. Para obtener el gasto en el efluente y las dimensiones de la laguna se aplican las

fórmulas del método tradicional (Ecuación (15), Ecuación (16), Ecuación (17), Ecuación (18) y Ecuación (20)).

Ejemplo de aplicación

Se solicita diseñar una laguna facultativa para una comunidad rural, utilizar la metodología tradicional y generar las gráficas para el tiempo de retención y la materia orgánica considerando los siguientes datos: Gasto $Q = 231 \text{ m}^3/\text{día}$; demanda bioquímica de oxígeno en la entrada del sistema de tratamiento $DBO_i = 220 \text{ mg/l}$. Temperatura $T = 11.80 \text{ °C}$ (Conagua, 2007b). Coliformes fecales en la entrada de la laguna: 10 000 000 NMP/100 ml (Metcalf & Eddy Inc., 1991). Finalmente, la evaporación con 5 mm/día.

Resultados

En la Tabla 1 se muestran los resultados del diseño.

Tabla 1. Resultados del diseño de una laguna facultativa con el criterio tradicional.

Datos						Resultados			
						Laguna facultativa			
Q_i	N_f/N_{o_i}	DBO_i	T	Z	X	λ_s	A_f	$Vol.$	O_f
231	10 000 000	220	11.8	1.5	3.00	128.06	3 968.43	5 952.64	25.77
Resultados, laguna facultativa (continuación)									
d	kb	a	B_{sup}	L_{sup}	Q_e	N_f/N_o	DBO_e	Área	
0.31	0.46	3.99	39.377	112.11	208.93	58 391.01	42.98	4 413.87	

Diseño gráfico

Se utiliza la Figura 1 y Figura 2 para obtener el factor (O_f/DBO_i) y la DBO_e , respectivamente. La Figura 3 y Figura 4 ilustran la aplicación al indicar la intersección con la curva. Luego se sigue el procedimiento indicado en el apartado de Aplicación del método gráfico: Ecuación (39), Ecuación (40) y Ecuación (41).

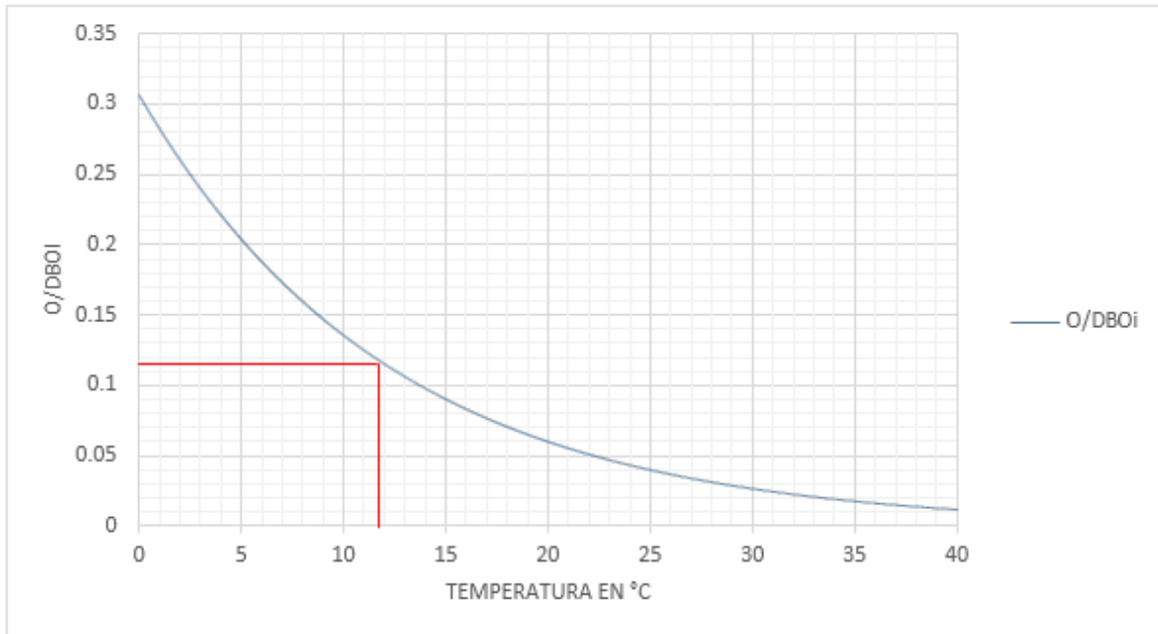


Figura 3. Ejemplo para el cálculo del tiempo de retención de una laguna facultativa.

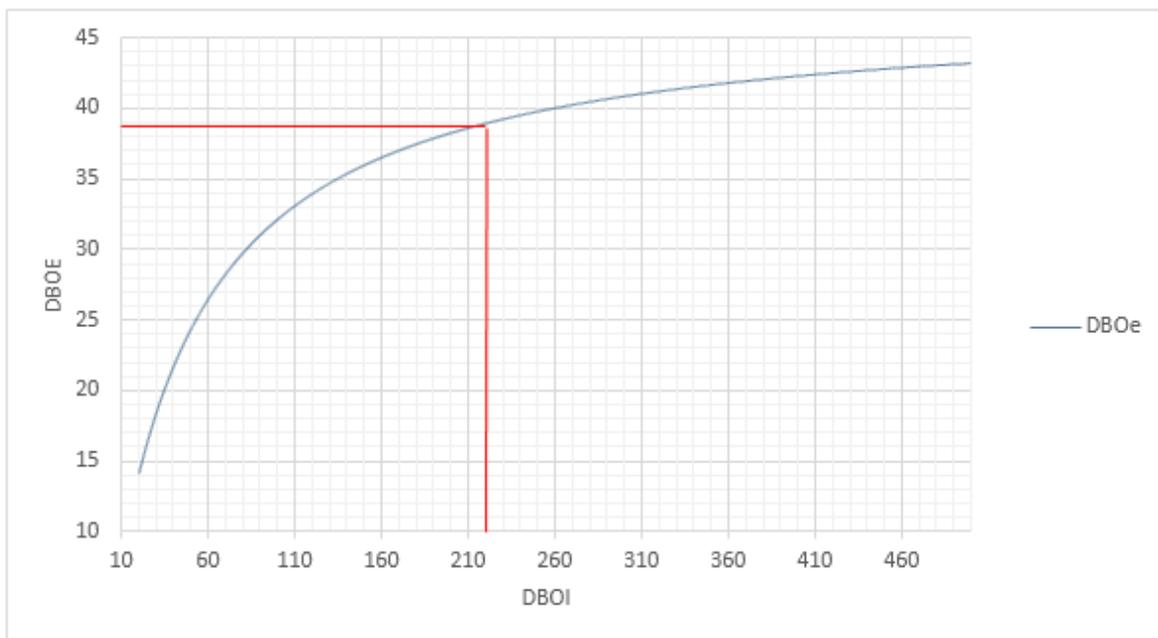


Figura 4. Ejemplo para calcular la DBO en el efluente de una laguna facultativa.

En la Tabla 2 se muestran los resultados del diseño gráfico.

Tabla 2. Resultados del diseño de laguna facultativa con el método gráfico

Datos						Resultados		
						Laguna facultativa		
Q_i	N_f/N_{o_i}	DBO_i	T	Z	X	DBO_e	O/DBO_i	O_f
231	10 000 000	220	11.8	1.5	3.00	38.87	0.117	25.77
Resultados, laguna facultativa								
d	kb	a	B_{sup}	L_{sup}	Q_e	N_f/N_o	DBO_e	Área
0.31	0.46	3.99	39.37	112.11	208.93	5 8391.02	42.98	4 413.87

Como se observa en la Tabla 1 y Tabla 2, los resultados son similares: el mismo tiempo de retención de 25.77 días; demanda bioquímica de oxígeno corregida por evaporación de 42.98 mg/l; área, 4 413.87 m²; de igual forma las dimensiones. Cabe señalar que el método gráfico es más rápido y sencillo de calcular que el tradicional, por lo que puede utilizarse de forma confiable. Otra aplicación es para verificar los resultados obtenidos con la metodología tradicional; al respecto, Oliveira y Sperling (2011) reportaron que cuando los sistemas lagunares no cumplen con la calidad del agua residual tratada se debe a errores en su

diseño, además de la operación. Ellis y Rodríguez (1995), Kehl *et al.* (2009), Swamee y Ojha (1991) presentaron distintos criterios de diseño con diferentes tipos de gráficas; mientras que en el presente estudio sólo se consideró el método tradicional de diseño adoptado por la Comisión Nacional del Agua y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, pero disminuyendo las expresiones matemáticas a su mínima expresión posible, para luego elaborar las gráficas para el tiempo de retención y la remoción de la materia orgánica. Una ventaja del estudio propuesto es que de las 18 ecuaciones establecidas en el diseño tradicional de una laguna facultativa, se redujo a nueve. Las ecuaciones suprimidas por el método gráfico fueron las siguientes: (10), (11), (12), (13), (14), (26), (27), (28) y (29). Mientras que en el método de diseño reducido de Collí *et al.* (1992) reportaron 10 ecuaciones. La calidad del agua residual en el efluente de la laguna facultativa es la NOM-001-SEMARNAT-1996, que indica los límites máximos de contaminantes que pueden descargarse en los cuerpos receptores; dicha norma fue publicada por el Diario Oficial de la Federación (DOF, 1997). Los límites máximos permisibles de materia orgánica para uso en riego agrícola que indica la citada norma es de 74 mg/l como promedio mensual; por lo tanto, la laguna facultativa cumple con la regulación, pues la concentración en la salida del estanque resultó de 42.98 mg/l.

De los coliformes fecales

La normatividad señala como límite máximo permisible 1 000 NMP/100 ml como promedio diario. Los valores de coliformes fecales en el efluente del sistema resultaron por arriba del valor permitido, por lo que es recomendable el diseño de otra laguna a facultativa o de maduración (Rolim, 2000; Conagua, 2007b). Otra alternativa es el uso de mamparas o deflectores. Killani y Ogunrombi (1984); Pedahzur, Nasser, Dor, Fattal y Shuval (1993); Muttamara y Puetpaiboon (1997); Zanutelli, Medri, Belli-Filho, Perdomo y Costa (2002); Shilton y Harrison (2003); Sperling, Chernicharo, Soares y Zerbini (2003); Shilton y Mara (2005); Abbas, Nasr y Seif (2006); Cortés-Martínez, Treviño-Cansino, Luévanos-Rojas, Luévanos-Rojas y Uranga (2014a); Martínez, Cansino, García, Kalashnikov y Rojas (2014) reportaron que se incrementa la eliminación de contaminantes con el uso de mamparas. En la Figura 5 se muestran las dimensiones de la laguna facultativa calculadas con la metodología tradicional y con el diseño gráfico.

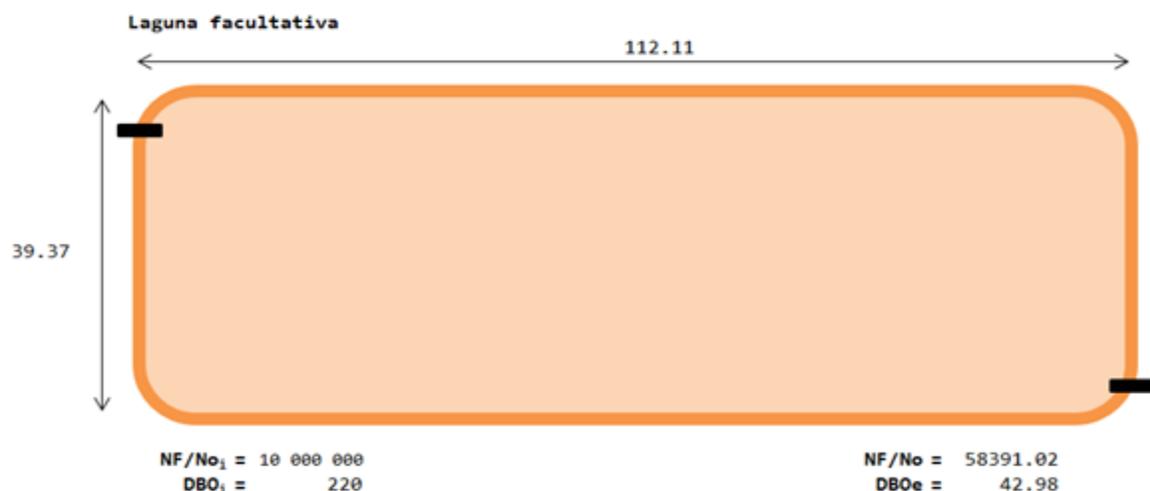


Figura 5. Ilustración de las dimensiones de la laguna facultativa, aplicando ambas metodologías.

Conclusiones

De acuerdo con los objetivos planteados, se determinaron dos gráficas para el diseño de una laguna facultativa.

La simplificación en el diseño de la laguna facultativa es de consideración, ya que las ecuaciones disminuyeron el 50% aproximadamente.

Con el propósito de simplificar todavía más el diseño se recomienda llevar a cabo otro estudio, como trabajo a futuro, donde se consideren los coliformes fecales.

Es importante aclarar que el presente estudio refiere a un análisis matemático, por lo que la calidad del agua puede diferir del esperado, aunque también influyen la ubicación de entrada y salida de las estructuras, la geometría de las lagunas, la operación y el mantenimiento.

Referencias

- Abbas, H., Nasr, R., & Seif, H. (2006). Study of waste stabilization pond geometry for wastewater treatment efficiency. *Ecology Engineering*, 28(1), 25-34. DOI:10.1016/j.ecoleng.2006.03.008
- Agunwamba, J. C. (2001). Effect of tapering on the performance of waste stabilization ponds. *Water Research*, 35(5), 1191-1200. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00391-2
- Bracho, N., Aldana, G., García, C., & Herrera, L. (1997). Análisis de las variables operacionales en la remoción de tratamiento de un sistema experimental de lagunas. *Interciencias*, 22(3), 138-143.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007a). *Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales*. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007b). *Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Manual de diseño de lagunas de estabilización*. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Collí, M. J., Rico, M. M., Rivas, H. A., Escalante, E. V. E., & Luyendijk, R. (1992). *Manual simplificado para el diseño, operación y evaluación de lagunas de estabilización de aguas residuales*. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Cortés-Martínez, F., Treviño-Cansino, A., Luévanos-Rojas, A., Luévanos-Rojas, R., & Uranga, S. A. C. (2014a). Función objetivo en el

- diseño de la laguna facultativa (estudio de caso). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(3), 433-447.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (1997). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-Semarnat-1996: que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas en aguas y bienes nacionales* (30 pp.). México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- Ellis, K. V., & Rodrigues, P. C. C. (1995). Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*, 29(11), 2509-2519. DOI: 10.1016/0043-1354(95)00081-u
- Gemitzi, A., Tsihrintzis, V. A., Christou, O., & Petalas Ch. (2007). Use of GIS in siting stabilization pond facilities for domestic wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 82(2), 155-166. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.12.022
- Heredia, D. M. D. (1985). Tecnología moderna para el tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería hidráulica en México*, 1(1), 13-20.
- Kaya, D., Dilek, F. B., & Gökçay, C. F. (2007). Reuse of lagoon effluents in agriculture by post-treatment in a step feed dual treatment process. *Desalination*, 215(1-3), 29-36. DOI: 10.1016/j.desal.2006.11.013
- Kehl, O., Wichern, M., Lübken, M., & Horn, H. (2009). Analysis of design approaches for stabilization ponds under different boundary conditions. A comparison. *Ecological Engineering*, 35(8), 1117-1128.

- Killani, J. S., & Ogunrombi, J. A. (1984). Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds. *Water Research*, 18(8), 941-944. DOI: 10.1016/0043-1354(84)90243-4
- Mara, D. D. (2004). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Recuperado de <https://www.routledge.com/Domestic-Wastewater-Treatment-in-Developing-Countries/Mara/p/book/9781844070190>
- Mara, D. D. (2006). Constructed wetlands and waste stabilization ponds for small rural communities in the United Kingdom: A comparison of land area requirements, performance and costs. *Environmental Technology*, 27(7), 753-757.
- Martínez, F. C., Cansino, A. T., García, M. A. A., Kalashnikov, V., & Rojas, R. L. (2014). Mathematical analysis for the optimization of a design in a facultative pond: Indicator organism and organic matter. *Mathematical Problems in Engineering*, 2014, 1-12. DOI:10.1155/2014/652509
- Metcalf & Eddy Inc. (1991). *Wastewater Engineering. Treatment, disposal, reuse*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Morales, R. S., Domínguez, E. R., & Mata, M. M. (2016). Procedimiento gráfico para la implementación del diseño estocástico —bajo condiciones de incertidumbre y variabilidad— de unidades naturales de tratamiento de aguas residuales. *Afinidad*, 73(575), 219-225.

- Muttamara, S., & Puetpaiboon, U. (1997). Roles of baffles in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 35(8), 275-284. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00177-7
- Naddafi, K., Hassanvand, A. S., Dehghanifard, E., Faezi-Razi, D., Mostofi, S., Kasaei, N., Nabizadeh, R., & Heidari, M. (2009). Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Arak-Iran. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 6(1), 41-46.
- Oliveira, S. C., & Sperling, M. V. (2011). Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene Development*, 1(1), 37-56. DOI: 10.2166/washdev.2011.022
- Olukanni, D. O. (2011). *Hydraulic modeling and optimization of waste stabilization ponds design for developing nations* (tesis doctoral). Covenant University, Nigeria.
- Pedahzur, R., Nasser, A. M., Dor, I., Fattal, B., & Shuval, H. I. (1993). The effect of baffle installation on the performance of a single-cell stabilization pond. *Water Science and Technology*, 27(7-8), 45-52.
- Rolim, M. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización, cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de riego*. Santa Fe de Bogotá, Colombia: Nomos.
- Shilton, A. N., & Harrison, J. (2003). *Guidelines for the hydraulic design of waste stabilization ponds*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/hidra>

- Shilton, A. N., & Mara, D. D. (2005). CFD (Computational Fluid Dynamics) Modeling of Baffles for Optimizing Tropical Waste Stabilization Ponds System. *Water Science and Technology*, 51(12), 103-106.
- Sperling, M. V., Chernicharo, C. A., Soares, A. M., & Zerbini, A. M. (2003). Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*, 48(2), 113-120.
- Swamee, P. K., & Ojha, C. S. P. (1991). Drag coefficient and fall velocity of non-spherical particles. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(5), 660-667.
- Treviño-Cansino, A., & Cortés-Martínez, F. (2016). Método de diseño reducido para lagunas de estabilización. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4), 729-742.
- Wood, M., Greenfield, P. F., Howes, T., Johns, M. R., & Keller, J. (1995). Computational fluid dynamic modelling of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 31(12), 111-118.
- Zanotelli, C. T., Medri, W., Belli-Filho, P., Perdomo, C. C., & Costa, R. H. R. (2002). Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. *Water Science and Technology*, 45(1), 49-53.

**Evaluación de eco-eficiencia de tecnologías de
tratamiento de aguas residuales domésticas en Chile**
**Eco-efficiency assessment of domestic wastewater
treatment technologies used in Chile**

Valentina Abello-Passteni¹

Edmundo Muñoz Alvear², ORCID: 0000-0002-7258-6069

Sebastián Lira³, ORCID: 0000-0002-6308-0007

Elizabeth Garrido-Ramírez⁴, ORCID: 0000-0002-1685-7979

¹Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
v.abellopassteni@gmail.com

²Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
edmundo.munoz@unab.cl

³Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
sebastian.lira@unab.cl

⁴Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
elizabeth.garrido@unab.cl

Autor para correspondencia: Elizabeth Garrido-Ramírez,
elizabeth.garrido@unab.cl

Resumen

Las plantas de tratamiento de aguas residuales han sido el medio más utilizado para mitigar los impactos ambientales de las aguas residuales domésticas. En la actualidad, Chile cuenta con la mayor cobertura de saneamiento de aguas residuales (99.85%) en Latinoamérica, mediante la utilización de tecnologías convencionales, sobre todo lodos activos y lagunas aireadas, y no convencionales como biofiltro, vermi-biofiltro, entre otros. Si bien todas las tecnologías permiten cumplir con las normas de descarga, existen diferencias en los flujos de materia y energía asociados con el tipo de tecnología utilizada, lo que implica la generación de distintos impactos ambientales. El objetivo de esta investigación fue evaluar la eco-eficiencia de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas utilizadas en Chile, con base en los requisitos de la norma ISO 14045 (2012). Para ello se utilizó como unidad funcional 1 kg de DBO₅ removida y una función de valor asociada con el volumen de agua tratada (m³). Se analizaron 15 plantas de tratamiento de aguas residuales en Chile, utilizando la metodología de análisis de ciclo de vida para cuantificar los impactos ambientales. Se determinó que el consumo eléctrico es el principal aspecto ambiental del tratamiento de aguas residuales domésticas para la mayoría de las categorías de impacto estudiadas. En términos de cambio climático y eutrofización de agua dulce, la tecnología más eco-eficiente fue el

vermi-biofiltro, lo cual refleja que las tecnologías emergentes no convencionales son más eco-eficientes que las convencionales.

Palabras clave: eco-eficiencia, planta de tratamiento, aguas residuales domésticas, análisis de ciclo de vida.

Abstract

Wastewater treatment plants have been the widest technologies used to mitigate the environmental impacts of domestic wastewater. Currently, Chile has the largest coverage of wastewater sanitation (99.85%) of Latin American, through the use of conventional technologies, mainly active sludge and aerated lagoons and also unconventional technologies such as biofilter, vermi-biofilter, among others. Although all technologies allow fulfilling with discharge standards, there are differences in the flows of matter and energy associated with the kind of technology used, which implies the generation of different environmental impacts. The objective of this research was to evaluate the eco-efficiency of different domestic wastewater treatment technologies used in Chile, based on the requirements of ISO 14045 (2012). For this purpose, 1 kg of removed BOD₅ was used as a functional unit and a value function associated with the volume of treated water (m³). Fifteen plants of wastewater treatment in Chile were analyzed, using the life cycle assessment methodology to quantify environmental impacts. The main environmental aspect of domestic wastewater treatment for most of the impact categories studied was electricity consumption. The vermi-biofilter was the most eco-efficient technology for climate change and freshwater eutrophication categories. This result reflecting that

unconventional emerging technologies are more eco-efficient than conventional ones.

Keywords: Eco-efficiency, plant of treatment, wastewater domestic, life cycle assessment.

Recibido: 14/09/2017

Aceptado: 06/08/2019

Introducción

El recurso hídrico no sólo es un bien esencial para el desarrollo de la vida y la conservación del medio ambiente, sino también un recurso natural único y estratégico para el crecimiento de diferentes sectores productivos. Por este motivo, los países han incluido dentro de sus políticas, estrategias que permitan asegurar el acceso a este vital elemento en un medio ambiente libre de contaminación, potenciando el desarrollo económico y la sustentabilidad de las actividades que demandan el recurso.

En Chile, dentro de los diferentes sectores productivos, las empresas sanitarias ocupan el cuarto lugar (6%) de los derechos consuntivos de agua del país, los cuales son utilizados para la producción de agua potable, la que posterior a su uso es recolectada y

tratada (Ministerio de Obras Públicas, 2013). Junto con ello, se considera que un 80% del agua potable se convierte en aguas residuales domésticas (DS N°90/00); el tratamiento de este tipo de aguas es de vital importancia a la hora de cumplir con las regulaciones impuestas por los gobiernos para prevenir la contaminación de los cuerpos de agua.

La cobertura del tratamiento de aguas residuales en Chile cubre 99.97% de las aguas residuales domésticas en zonas urbanas con alcantarillado, siendo así el país de Latinoamérica con mayor cobertura de saneamiento. El sistema de lodos activos es la tecnología de tratamiento de agua residual más utilizada, con un 60% de cobertura, seguido por lagunas aireadas con 19%, y tecnologías no convencionales como biofiltros y vermi-biofiltros con un 4.3% (SISS, 2017). A pesar de que la tecnología de lodos activos ha sido la más adoptada en el mundo para el tratamiento de las aguas residuales domésticas (Marti & Batista, 2014), ésta presenta una alta demanda energética. Se estima que entre 45 y 75% de los costos totales de operación de un sistema de lodos activos se debe a la etapa de aireación para la degradación de la materia orgánica, variando el consumo de energía eléctrica entre 0.3 y 0.6 kWh/m³ de agua tratada (Roohian & Mehranbod, 2017). Por lo tanto, los costos energéticos pueden ser una limitación para la implementación de sistemas de lodos activos, especialmente en países en vías de desarrollo (Muga & Mihelcic, 2008) o pequeñas comunidades (población equivalente < 2000 personas) (Corominas *et al.*, 2013). Por esto último, se han propuesto tecnologías no convencionales para el tratamiento de aguas residuales, con menores requerimientos energéticos de insumos, como humedales (*wetlands*), filtros biológicos y vermi-biofiltración, entre otros (Corominas *et al.*, 2013; Li, Xing, & Lu,

2013; Tomar & Suthar, 2011; Jiang *et al.*, 2016; Lourenço & Nunes, 2017; Samal, Dash, & Bhunia, 2017).

La eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales varía según el tipo de tratamiento empleado (Jiang *et al.*, 2016), tanto las tecnologías convencionales como no convencionales están diseñadas para cumplir con las normativas de emisión para el vertimiento en cuerpos de agua receptores. Los insumos y energía eléctrica de las plantas de tratamientos varían de modo significativo en función del tipo de tratamiento utilizado, así como los aspectos ambientales asociados con su operación (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016a) ocasionando diferentes impactos ambientales (Corominas *et al.*, 2013).

La metodología de análisis de ciclo de vida (ACV), estandarizada internacionalmente por las normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006), ha sido utilizada ampliamente para cuantificar los impactos ambientales de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (Emmerson, Morse, Lester, & Edge, 1995; Hospido, Moreira, Fernández-Couto, & Feijoo, 2004; Pasqualino, Meneses, Abella, & Castells, 2009; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011). Un ejemplo de esto es lo evidenciado por Kalbar, Karmakar y Asolekar (2012), quienes realizaron una evaluación de ciclo de vida de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales, obteniendo indicadores de huella de carbono de 31.97 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹ en el uso de reactores secuenciales batch (SBR) y 18.20 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹ para lodos activos, reportando además indicadores negativos en el tratamiento de las aguas residuales domésticas utilizando humedales, estimando captaciones de 3.86 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹; mientras que para esta misma tecnología se reportaron variaciones entre 1.38 y 5.85 kg PO₄⁻³ eq hab⁻¹ año⁻¹ en la categoría de

eutrofización de agua dulce. En Chile, el ACV ha tenido un creciente desarrollo en evaluación de impactos en residuos (Muñoz, Vargas, & Navia, 2015), agricultura (Herrera, Muñoz, & Montalba, 2012) y construcción (Cárdenas, Muñoz, Riquelme, & Hidalgo, 2015). Sin embargo, a la fecha no se han reportado trabajos en el sector sanitario.

Actualmente, la selección de tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales domésticas ha considerado sólo aspectos relacionados con los costos de inversión y operación (p. ej., características del agua residual, caudal a tratar, etc.) no tomando en cuenta los impactos ambientales derivados de sus operaciones. La eco-eficiencia se reconoce como un instrumento que busca promover cambios fundamentales en la forma en que se producen y consumen recursos, siendo una herramienta que permite medir el progreso hacia la sostenibilidad (ESCAP, 2010).

El concepto de eco-eficiencia fue definido por primera vez por el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible, con el objetivo de producir bienes y servicios utilizando menos recursos naturales, generar niveles más bajos de contaminación (Schmidheiny & Business Council for Sustainable Development, 1992) y ofrecer competitividad ambiental desde una perspectiva económica. El concepto se estandarizó por la norma ISO 14045 (2012), la cual lo definió como una herramienta cuantitativa de gestión, permitiendo estudiar los impactos ambientales de un producto o servicio a lo largo de su ciclo de vida, y de un valor en paralelo. Por lo tanto, la eco-eficiencia tiene tres objetivos: a) aumentar el valor del bien o servicio; b) optimizar el uso de los recursos, y c) reducir el impacto ambiental (Robaina-Alves, Moutinho, & Macedo, 2015).

La norma ISO 14045 (2012) deja una amplia gama de supuestos metodológicos para la selección del valor (Lorenzo-Toja, Vázquez-Rowe & José, 2016b) ya que puede variar de acuerdo con las partes interesadas, pudiendo expresarse, por ejemplo, como valor funcional, en términos de calidad, monetarios u otros menos tangibles (Ribarova & Stanchev, 2016), donde los diferentes criterios adoptados pueden llevar a resultados diferentes a partir de la unidad de valor utilizada. Dentro del marco de este concepto, Lorenzo-Toja *et al.* (2014) realizaron un análisis de eco-eficiencia de 133 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en España, con diferentes tamaños en relación con la cantidad de agua tratada, demostrando que plantas de mayor tamaño tienden a ser más eco-eficientes. Además, Lorenzo-Toja *et al.* (2016b), compararon la eco-eficiencia de 22 plantas de tratamiento bajo la norma ISO 14045 (2012), utilizando una función de valor de los costos monetarios para tratar 1 m³ de agua mediante análisis de costos del ciclo de vida (ACCV) de la etapa de operación del tratamiento, con el objetivo de crear un esquema de clasificación como propuesta de eco-etiqueta de eco-eficiencia para cada planta, dependiendo de su desempeño, las cuales dependieron de diversos factores, como configuración de las plantas, tamaño o incluso regulaciones normativas.

Desde un punto de vista de valor, la funcionalidad de un producto o proceso, por lo común tiende a medirse en términos de su valor monetario, lo que automáticamente induce a los profesionales a combinar ACV con ACCV. Sin embargo, existen servicios que se encuentran regulados mediante tarifas, como es el caso de las empresas sanitarias en Chile, generando un desincentivo para ser más eco-eficiente en términos monetarios, teniendo que recurrir a otro tipo de valor, como tratar un volumen de agua residual. En este contexto, el

presente trabajo busca evidenciar que las tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas no convencionales son más eco-eficientes, en comparación con las tecnologías convencionales utilizadas en Chile; se pretende fomentar tratamientos de aguas residuales domésticas con menor intensidad en el uso de recursos naturales, las cuales, además de cumplir con el tratamiento del agua residual doméstica, deben encontrarse dentro de la normativa vigente, trayendo como consecuencia una disminución en los impactos ambientales para estos sistemas.

Materiales y métodos

Definición de objetivo y alcance del estudio

El objetivo del estudio fue evaluar la eco-eficiencia de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas utilizadas en Chile, mediante la utilización de la norma internacional ISO 14045 (2012). Para ello, se estudiaron cuatro tecnologías agrupadas en tratamiento convencionales (sistemas de lodos activos y lagunas aireadas) y no convencionales (biofiltros y vermi-biofiltros).

La cuantificación de los impactos ambientales para las diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales se realizó mediante la metodología de análisis de ciclo de vida, establecida en las normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). Se consideró que la principal función de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas es la disminución de la materia orgánica, expresada como demanda biológica de oxígeno (DBO₅), siendo seleccionada una unidad funcional de 1 kg de DBO₅ removida.

Se estudiaron 15 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas (PTADs) con diferentes tamaños de instalación en relación con el caudal tratado o población atendida, y diferentes tecnologías utilizadas en la estabilización de los lodos (Tabla 1). Del total de PTADs, ocho corresponden a lodos activos con aireación prolongada; de éstas, cuatro realizan la estabilización de lodos a través de digestión anaerobia con generación de biogás (utilizado para calentar lodos), dos PTADs mediante cal y dos PTADs sólo con disposición de lodos en relleno sanitario.

Tabla 1. Plantas de tratamiento de aguas domésticas en estudio.

Región	Tecnología	Núm.	Caudal tratado (m ³ /mes)	Población estimada (hab.)*
Región de la Araucanía	Lagunas aireadas	PTAD 1	37 337.0	10 989
Región del Bío		PTAD 2	21 453.1	6 314
Región de		PTAD 3	383 197.6	112 784

Coquimbo					
Región de Valparaíso		PTAD 4	9 214.4	2 712	
Región de la Araucanía		PTAD 5	256 029.8	75 356	
Región de Coquimbo	Lodos activos	PTAD 6	3 696.8	1 088	
Región de Aysén		PTAD 7	2 116.1	622	
Región Metropolitana		PTAD 8	7 467.8	2 198	
Región de los Ríos		PTAD 9	10 682.3	3 144	
Región de Valparaíso		PTAD 10	331 208.8	97 483	
Región de los Lagos		PTAD 11	861714,5	253 624	
Región Metropolitana		PTAD 12	23 745 708.8	6 988 965	
Región Metropolitana		PTAD 13	16 462 744.0	4 845 403	
Región Metropolitana		Biofiltro	PTAD 14	1 113 972.2	327 870
Región de Coquimbo		Vermi-biofiltro	PTAD 15	2 251.9	662

*Población estimada con base en una dotación de 137 l/hab/d con recuperación de 80% (SISS, 2017).

Para el caso de la tecnología de lagunas aireadas, existen cinco PTADs bajo estudio. De éstas, sólo una realiza la estabilización de sus lodos mediante el proceso de digestión anaeróbica con recolección de biogás.

Para el tratamiento de las aguas residuales domésticas a través de sistemas no convencionales se evaluó una planta de biofiltro y una planta de vermi-biofiltro. La tecnología de biofiltro consistió principalmente en un lecho fijo con material de policloruro de vinilo, sobre el cual los microorganismos se adhieren formando una película. En este caso, la estabilización de lodos se realiza mediante digestión anaerobia con generación de biogás y producción de calor en caldera. Finalmente, la planta de vermi-biofiltro efectúa la degradación de la materia orgánica mediante el empleo de lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*), generando humus, el cual es dispuesto en áreas verdes de la instalación sanitaria.

Los límites del sistema de cada tecnología en estudio se presentan en la Figura 1, donde el alcance considerado fue desde la recepción de las aguas residuales en una PTAD hasta el vertimiento a un cuerpo de agua receptor.

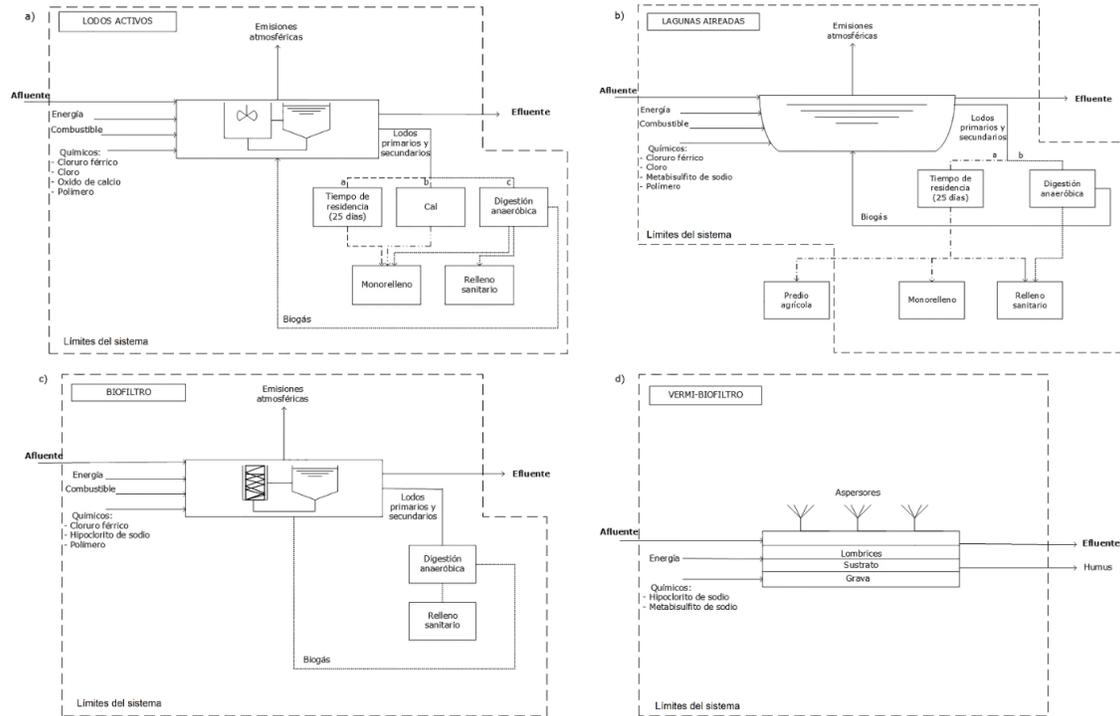


Figura 1. Diagrama de procesos de tratamiento de agua para cada tipo de tecnología en estudio: a) lodos activos; b) lagunas aireadas; c) biofiltro, y d) vermi-biofiltro.

Inventario de ciclo de vida

Para la construcción del inventario de ciclo de vida se utilizaron los datos proporcionados por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), organismo público encargado del control y fiscalización de las PTAD. Los datos proporcionados por la SISS fueron los siguientes: parámetros

operacionales (caudales, químicos, energía eléctrica y producción de lodos) y parámetros de autocontrol (DBO_5 , fósforo, nitrógeno total Kjeldahl, sólidos suspendidos totales y cloro residual). Los datos utilizados correspondieron al año 2015.

Para la energía eléctrica se modelaron 14 plantas, considerando la matriz eléctrica del Sistema Interconectado Central (SIC) del año 2016, constituida por 32% de carbón; 20.6% de hidroeléctrica de pasada; 14.9% de embalse; 19.4% de gas natural; 5% de biomasa; 3.6% de energía eólica; 1.5% de petróleo, y 3% de energía solar. Para el caso de la planta de tratamiento de Aysén (PTAD 7), se consideró la energía eléctrica proveniente de la matriz de Aysén del año 2016, compuesta por 37.9% de hidroeléctrica de pasada; 57.6% de diésel, y 4.5% de energía eólica. La construcción de las matrices eléctricas fue modelada en el *software SimaPro* mediante el empleo de bases de datos internacionales (*Ecoinvent*).

Para el relleno sanitario se modificó la base de datos de *Ecoinvent*, con el fin de acercar el tipo de disposición de residuos sólidos a la realidad de Chile. Se consideró que los efluentes y lodos generados por la planta de tratamiento de lixiviados perteneciente al relleno sanitario son recirculados en un 100% al mismo relleno. La generación de biogás del relleno se calculó mediante los valores del estudio de Suh y Rousseaux (2002), usando una eficiencia de recolección del gas de un 30%. Por último, el metano generado por la quema en antorcha se cuantificó mediante el modelo del IPCC (2006).

Evaluación de impactos

Para la cuantificación de los impactos ambientales se utilizó el *software SimaPro*, versión 8.0.4.30. El método de evaluación utilizado fue ReCiPe MidPoint (H), y las categorías de impacto seleccionadas fueron cambio climático (kg CO₂ eq), toxicidad humana (kg 1.4-DB eq), ecotoxicidad de agua dulce (kg 1.4-DB eq) y eutrofización de agua dulce (kg P eq).

Definición de eco-eficiencia

La función de valor seleccionada fue el volumen de agua tratado (m³) para cada tecnología de tratamiento de aguas residual estudiada, representando así otra función importante de una planta de aguas residuales. Como ya se comentó, no se consideró un valor monetario como unidad de valor debido a la regulación tarifaria para las concesionarias encargadas del tratamiento de aguas residuales en Chile, las cuales se encuentran bajo el DFL N° 70/88, que regula el cálculo de las tarifas, estableciendo un ingreso marginal, más una regalía de 3 a 3.5% por riesgo, evidenciando el desincentivo en las inversiones del sector sanitario, en pro de obtener menores impactos ambientales.

El indicador de eco-eficiencia se obtuvo mediante la relación establecida en la norma ISO 14045 (2012), como se observa en la Ecuación (1). Para el indicador de eco-eficiencia se seleccionaron las categorías correspondientes a cambio climático (kg CO₂ eq) y eutrofización de agua dulce (kg P_{eq}) debido a que estas categorías han sido de gran interés en estudios de ACV y eco-eficiencia (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016b; Lorenzo-Toja *et al.*, 2014; Lundin & Morrison, 2002).

$$\text{Indicador de Eco – eficiencia} = \frac{\text{función de valor}}{\text{impacto ambiental}} \quad (1)$$

Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para una PTADs con tecnología de vermi-biofiltro como planta ejemplo, a fin de evaluar la variación de los impactos ambientales y de su eco-eficiencia, cambiando la composición de la matriz energética. Lo anterior, considerando que la energía eléctrica es un punto crítico dentro de los impactos ambientales asociados con el cambio climático. La proyección consistió en un aumento de un 60% de energías renovables no convencionales (ERNC) para el año 2035, y un 70% para el año 2050, con base en el compromiso internacional para reducir las emisiones de gases efecto invernadero, con el propósito de disminuir el porcentaje de fuentes de

generación de energía eléctrica basadas en carbón como principal contribuidor del cambio climático.

Las fuentes de energía eléctrica que proyectaron el aumento en ERNC fueron energía eólica y solar (debido sobre todo al acrecentamiento de proyectos de esta índole en Chile, en porcentaje equitativo, mientras se disminuye la fuente de generación de energía a partir de carbón (Ministerio de Obras Públicas, 2013)

Resultados y discusiones

Inventario de ciclo de vida

Los resultados del inventario de ciclo de vida para la remoción de 1 kg de DBO₅ para las diferentes tecnologías se muestran en la Tabla 2, evidenciando que las plantas de tratamiento que utilizaron lagunas aireadas tienen los mayores consumo de energía eléctrica, con un rango de 1.1 a 5 kWh/kg DBO₅, seguido de los lodos activos. Estos resultados concuerdan con el estudio de Muga y Mihelcic (2008), el cual señala que la aireación en los estanques de estabilización puede llegar a superar los consumos eléctricos de los lodos activos para ciertos tamaños. A la vez,

la tecnología de lagunas aireadas presentó los mayores consumos de hipoclorito de sodio para la etapa de desinfección, además de insumos de cloruro férrico y petróleo.

Tabla 2. Inventario de ciclo de vida para remover 1 kg de DBO₅.

Tecnología	Núm.	Energía eléctrica (kWh)	Petróleo (kg)	Hipoclorito de sodio (kg)	Cloro (kg)	Cloruro férrico (kg)	Polímero (kg)
Lagunas aireadas	PTAD 1	2.3	0.01	0.3	0.1	-	-
	PTAD 2	2.7	0.004	-	0.04	1.1	0.01
	PTAD 3	2.1	0.003	-	0.1	-	-
	PTAD 4	5	0.002	0.9	-	-	-
	PTAD 5	1.1	0.0001	0.8	-	-	-
	μ	2.6	0.004	0.7	0.08	1.1	0.01
	PTAD 6	2.1	0.02	0.01	-	-	-
	PTAD 7	1.3	-	0.08	-	-	-
	PTAD 8	5.5	0.01	0.7	-	-	0.02

	PTAD 9	3.5	0.03	0.05	-	-	0.002
Lodos activos	PTAD 10	3	0.04	-	0.04	0.04	0.01
	PTAD 11	1.4	0.004	-	-	-	0.01
	PTAD 12	1.1	0.0001	-	0.02	0.1	0.01
	PTAD 13	1.5	0.001	-	0.03	0.02	0.01
	μ	2.3	0.02	0.2	0.03	0.1	0.01
	Biofiltro	PTAD 14	1.2	0	0.001	0.03	0.03
Vermi-biofiltro	PTAD 15	1.7	-	0.1	-	-	-

Para la etapa de desinfección, el hipoclorito de sodio fue el producto químico más utilizado en términos de masa para el tratamiento en las diferentes tecnologías estudiadas, mientras que el consumo de polímero fue similar para lagunas aireadas y lodos activos.

Evaluación de ciclo de vida

Los resultados de la evaluación de ciclo de vida revelaron que las lagunas aireadas tienen las mayores repercusiones ambientales para todas las categorías de impacto estudiadas en la remoción de 1 kg DBO₅, como se observa en la Figura 2, coincidiendo a la vez con los mayores consumos de energía (2.6 kWh/kg DBO₅, en promedio), insumos de productos químicos en la etapa de desinfección y cloruro férrico (Tabla 2). Además, en la misma Figura 2 se observa que la tecnología de biofiltro presenta los menores impactos ambientales en todas las categorías de impacto evaluadas.

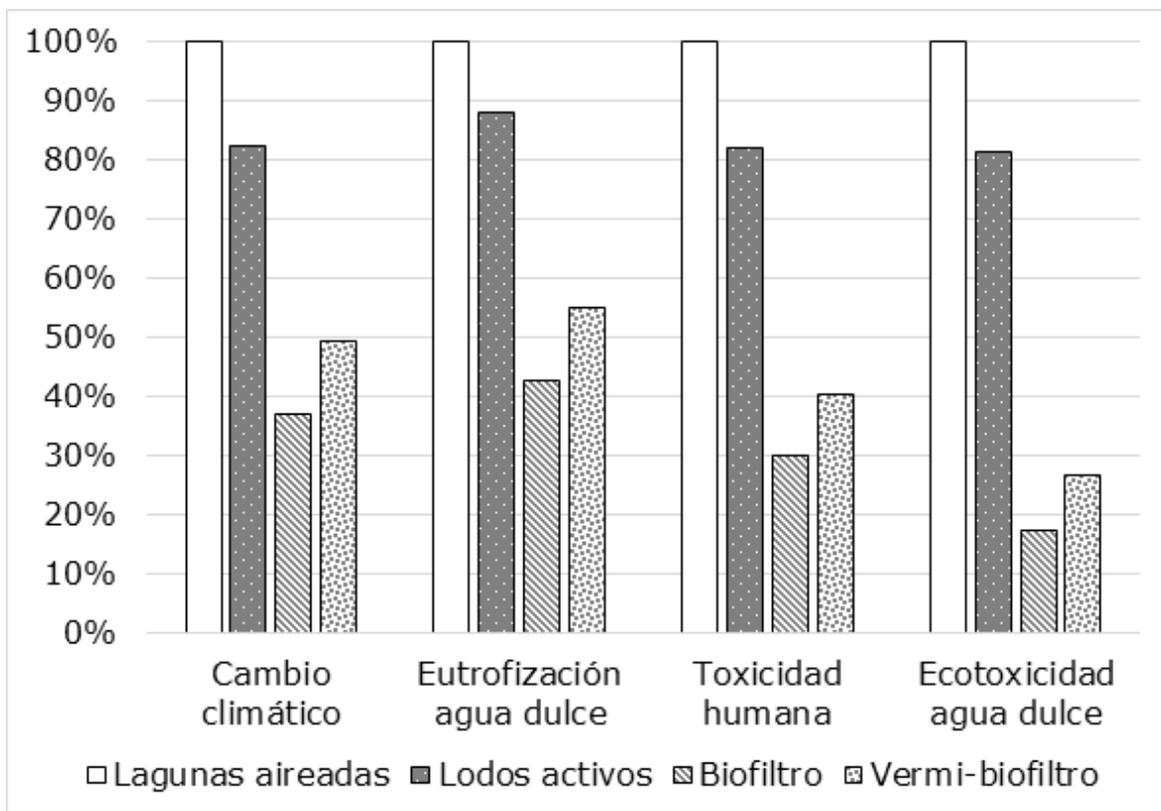


Figura 2. Comparación de impactos ambientales promedio por tipo de tecnología utilizada para la remoción de 1 kg DBO₅.

Cambio climático

La categoría de cambio climático es una de las más conocidas y comúnmente utilizada como indicador de impacto ambiental, incluso cuando el vertimiento del efluente en el medio ambiente no causa un efecto importante para esta categoría. Sin embargo, la intensidad energética del proceso de tratamiento hace importante incluirla para su evaluación (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016b). Dentro de este contexto, la energía eléctrica resultó ser el principal contribuidor en todas las tecnologías, como se muestra en la Figura 3.

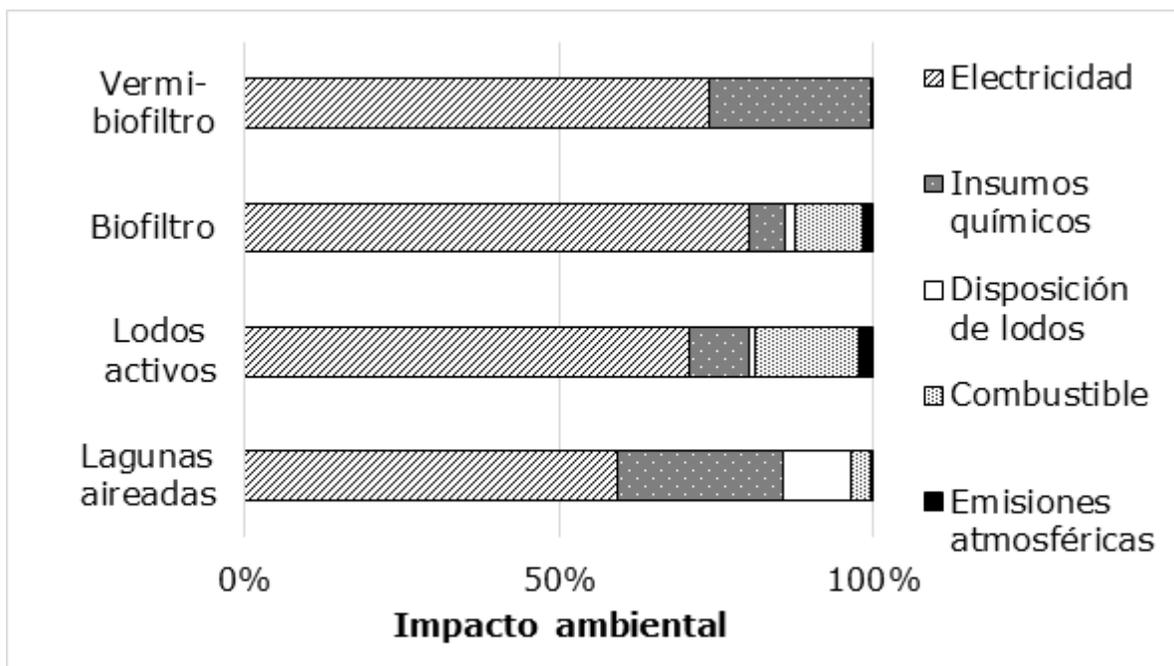


Figura 3. Contribución por tipo de tecnología para la categoría de cambio climático en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para las plantas de lagunas aireadas se obtuvieron rangos entre 1.24 y 3.49 kg CO₂ eq/kg DBO₅, con un promedio de 2.38 kg CO₂ eq/kg DBO₅, donde el consumo de energía eléctrica contribuyó con 59% del impacto. El uso de químicos aportó un 27%, donde la etapa de desinfección fue la que más aportó con un 15.4%, debido al uso de hipoclorito de sodio (15%) y cloro gas (0.4%), seguido de los productos químicos: cloruro férrico (9.8%), metabisulfito de sodio (1.1%) y polímero (0.7%). Finalmente, la disposición de lodos aportó 11% de impactos, principalmente por las emisiones de metano en la disposición en relleno sanitario y monorelleno.

Se encontró que las PTAD 2 y 4 obtuvieron los peores desempeños en términos energéticos (2.7 y 5 kWh/ kg de DBO₅, respectivamente), teniendo en común la carencia del uso de insumos y energía eléctrica para la estabilización de los lodos, por lo cual la demanda energética se atribuye en exclusiva al tratamiento de la línea de aguas, mostrando ineficiencias energética en su proceso, en comparación con las otras plantas de lagunas aireadas, como PTAD 5, que tiene un consumo de 1.1 kWh/kg de DBO₅ sin purga de lodos.

Para la tecnología de lodos activos se obtuvieron rangos de 0.67 a 3.98 kg CO₂eq/kg DBO₅, con un promedio de 1.96 kg CO₂ eq/kg DBO₅, siendo la energía eléctrica de nuevo el principal contribuyente a la categoría de cambio climático con 71% de impacto. Se obtuvieron consumos de energía eléctrica entre 0.8 y 5.5 kWh/kg DBO₅, seguido del combustible diésel utilizado en la generación de energía eléctrica,

con aporte de 16%, y el uso de productos químicos con un valor cercano a 10%. En el empleo de productos químicos, la etapa de desinfección contribuyó en un 6%, siendo el hipoclorito de sodio el responsable de 99% de estos impactos, con un consumo promedio de 0.2 kg/kg DBO₅. Las emisiones atmosféricas relacionadas con la quema de combustible diésel y biogás generado en plantas con digestión anaeróbicas, aportaron apenas un 2.3%, resultando ser despreciable, en comparación con las otras contribuciones.

Las plantas con los mayores impactos ambientales para la categoría de cambio climático en la remoción de 1 kg DBO₅ fueron las PTAD 8, 9 y 10, coincidiendo con los mayores consumos energéticos y de combustible para su proceso, teniendo en común que no utilizan digestión anaeróbica con recuperación de biogás, requiriendo de esta forma otras fuentes de energía eléctrica para sus demandas de energía.

Para las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro la energía eléctrica también resultó ser el principal responsable de los impactos con un 80 y 74% de contribución, respectivamente. Seguidos del uso de combustible para el caso del biofiltro (11%) y el uso de productos químicos para vermi-biofiltro (25%), del cual el hipoclorito de sodio contribuyó con cerca de 20% de tales impactos.

Eutrofización de agua dulce

Para la categoría de eutrofización de agua dulce, las lagunas aireadas obtuvieron los mayores impactos, variando de 8.14×10^{-4} a 2.15×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 1.30×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅. Para lodos activos se obtuvo un rango entre 8.20×10^{-5} y 2.36×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 1.15×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅. En las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro se obtuvieron impactos de 5.56×10^{-4} kg P_{eq}/kg DBO₅ y 7.18×10^{-4} kg P_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, sugiriendo que la tecnología de biofiltro tiene el mejor desempeño ambiental. El consumo de energía eléctrica resultó ser el proceso con mayor aporte a esta categoría, entre 70 y 80% (Figura 4), con excepción de PTAD 7 debido principalmente al cambio de la matriz energética utilizada en la planta (matriz Aysén), donde para esta PTAD el hipoclorito de sodio resultó ser el principal contribuyente.

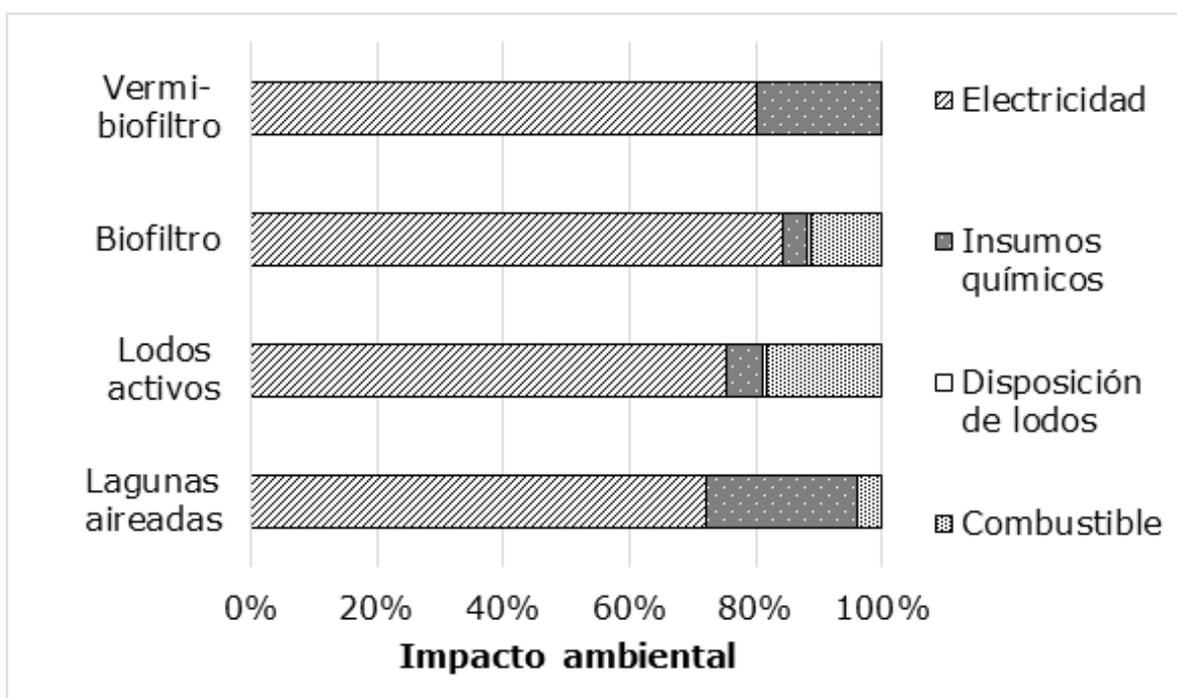


Figura 4. Contribución por tipo de tecnología para la categoría eutrofización de agua dulce en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para las tecnologías de lagunas aireadas y vermi-biofiltro, el segundo contribuyente fue el uso de insumos químicos, con un aporte de 24 y 20%, respectivamente, siendo el hipoclorito de sodio el que más aport a estos impactos, con un 13% para lagunas aireadas y 16% para vermi-biofiltro, seguido del cloruro férrico (10%) y metabisulfito de sodio (4%), respectivamente, para cada tecnología. Por otro lado, para lodos activos y biofiltro, el segundo contribuyente fue el combustible diésel.

Ecotoxicidad de agua dulce

Para lagunas aireadas, los impactos variaron de 0.03 a 0.12 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 0.07 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, siendo la tecnología de mayor impacto. Para lodos activos se obtuvo un rango de 0-01 a 0.12 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 0.06 kg 1.4-DB_{eq}/kg DBO₅. En las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro se encontraron impactos de 0.01 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅ y 0.02 kg 11.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, resultando así la tecnología de biofiltro con el mejor desempeño ambiental. Para las tecnologías de vermi-biofiltro y biofiltro, la principal contribución fue por el uso de electricidad, con un 62.4 y 77.6%, respectivamente (Figura 5), debido a

la emisión de cobre como principal aspecto dentro de esta categoría (30-36%). Para el caso de las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos, las emisiones al agua (descarga) provenientes del vertimiento de las aguas tratadas contribuyeron en un 48.8 y 59.2%, respectivamente, siendo así el cloro residual el principal contribuyente, con un aporte de 48 a 55%.

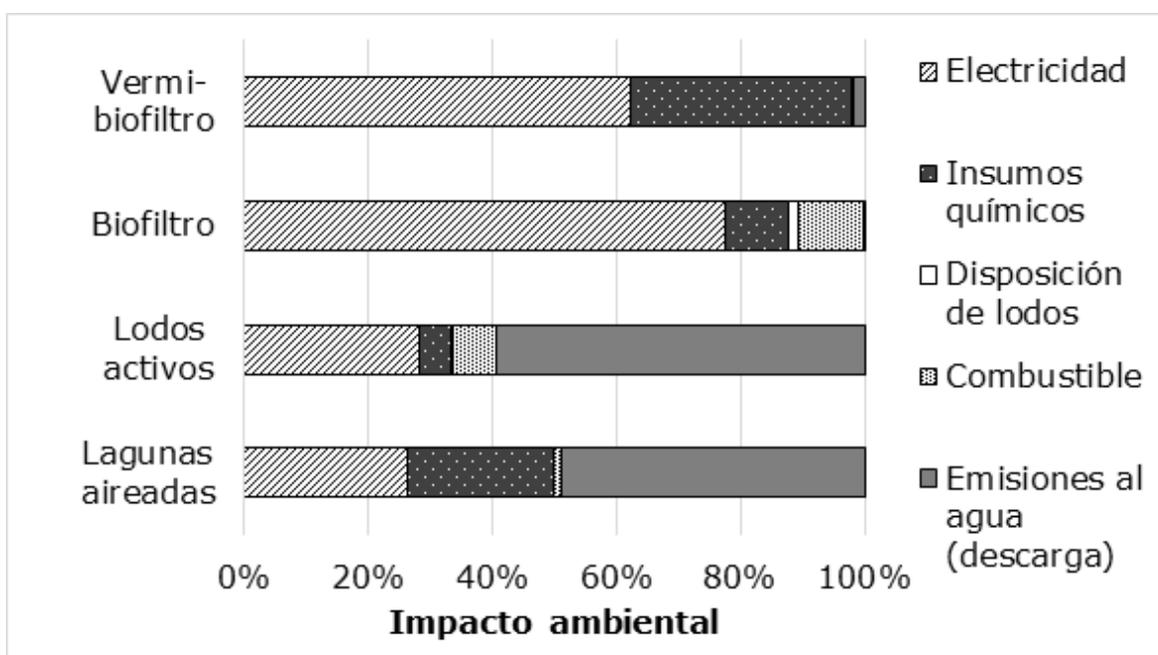


Figura 5. Contribución por tipo de tecnología para la categoría ecotoxicidad de agua dulce en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para la tecnología de vermi-biofiltro, el segundo lugar en términos de contribución correspondió al uso de insumos químicos, con un aporte de 32%; mientras que para lagunas aireadas, la contribución de químicos fue de 30%. Para la tecnología de biofiltro, los insumos químicos representaron 10.2%, sobre todo por el uso de cloruro férrico

(8.2%); el empleo de combustible contribuyó con 10.6%. Por otro lado, el uso de energía eléctrica aportó un 26.4 y 28.1% para las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos, respectivamente.

La PTAD 11 tiene los menores valores para esta categoría, con 0.01 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, atribuido al uso de ozono para la etapa de desinfección, donde a la vez no generó emisiones de cloro residual. Finalmente, las tecnologías que presentaron los mayores consumos de energía eléctrica (lagunas y lodos con 2.6 y 2.3 kWh/kg de DBO₅, respectivamente) no evidenciaron un impacto significativo en la categoría de ecotoxicidad de agua dulce, debido sobre todo por la mayor contribución de las emisiones al agua, en específico por el cloro residual, debido a que esta sustancia tiene un alto factor de caracterización, equivalente a 19 kg 1.4-DCB_{eq}/kg Cl.

Toxicidad humana

Para lagunas aireadas, los impactos tuvieron un promedio de 1.40 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅; mientras que para lodos activos se obtuvo 1.15 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅. En el caso de las tecnologías de biofiltro y vermibiofiltro, los resultados muestran un impacto de 0.42 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅ y 0.57 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, siendo la tecnología de biofiltro la que evidenció el mejor desempeño ambiental. De nuevo, la energía eléctrica resultó ser el proceso con la mayor contribución para esta categoría (Figura 6), con un aporte de un 44%

para lagunas aireadas y 74% para biofiltro, principalmente por el manganeso, el cual proviene de la generación de energía eléctrica a partir del carbón dentro de la composición de la matriz energética. Luego sigue el uso de insumos químicos (cerca de 30%), en especial por el uso de hipoclorito de sodio, aportando 15.5% de la contribución para lagunas aireadas y 27% para biofiltro en la etapa de desinfección, seguido del cloruro férrico con un 13% en lagunas aireadas y 10% en el uso de combustible en biofiltro. Para los lodos activos, las emisiones al agua (descarga) tuvieron un aporte de 29%, principalmente por el cloro emitido por el efluente, donde este último tiene un factor de caracterización equivalente a 170 kg 1.4-DCB_{eq}/kg Cl para esta categoría.

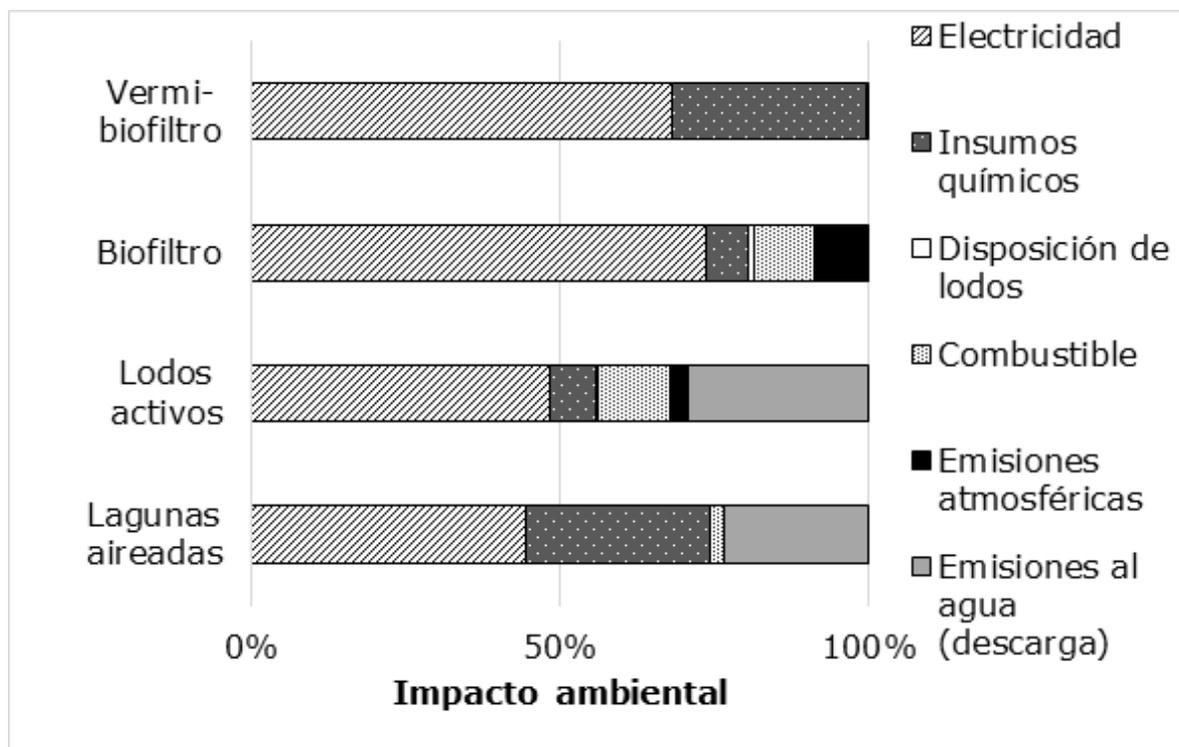


Figura 6. Contribución por tipo de tecnología para la categoría toxicidad humana en la remoción de 1 kg DBO₅.

Evaluación de ecoeficiencia

Vermi-biofiltro resultó ser la tecnología más eco-eficiente, con un mayor indicador correspondiente a 6.7 m³/kg CO₂ eq para la categoría de cambio climático, seguido de biofiltro con 5.1 m³/kg CO₂ eq. Por otro lado, para eutrofización de agua dulce, la tecnología de vermi-biofiltro fue nuevamente la tecnología de tratamiento más eco-eficiente, con indicadores de 10 984.1 m³/kg P_{eq}, seguido de los lodos activos con 10 518.5 m³/kg P_{eq}, como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Indicadores de eco-eficiencia y factor X promedios por tipo de tecnología.

	Indicador eco-eficiencia 1	Factor X	Indicador eco-eficiencia 2	Factor X
	m³/kg CO₂ eq		m³/kg P_{eq}	
Lagunas aireadas	3.4	2.0	5 876.0	1.9
Lodos activos	3.8	1.7	10 518.5	1.0
Biofiltro	5.1	1.3	8 076.6	1.4

Vermi-biofiltro	6.7	-	10 984.1	-
-----------------	-----	---	----------	---

Al momento de analizar la eco-eficiencia por plantas para la categoría de cambio climático en las tecnologías de lagunas y lodos activos, las PTAD 3, 5, 7, 11, 12 y 13 tienen los mejores indicadores para esta tecnología, coincidiendo directamente con el tamaño de las plantas, como lo indican Lorenzo-Toja *et al.* (2014), con excepción de PTAD 7, que corresponde a una planta pequeña (662.8 habitantes). Sin embargo, el cambio en la matriz eléctrica es un punto importante para la determinación de sus impactos y, por ende, su eco-eficiencia. Igual pasa con la categoría de eutrofización de agua dulce, donde la PTAD 7 obtiene el mejor indicador para esta categoría, atribuible al tipo matriz energética ya mencionado.

Con respecto al factor X (Tabla 3), se puede mencionar que el vermi-biofiltro resultó ser casi el doble de eco-eficiente que las plantas que utilizan las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos para la categoría de cambio climático. Por último, para la categoría de eutrofización de agua dulce, el vermi-biofiltro resultó ser de nuevo el doble de eco-eficiente que las lagunas aireadas, seguido del biofiltro, y en menor medida comparado con la tecnología de los lodos activos.

Análisis de sensibilidad

Los resultados del impacto ambiental en el análisis de sensibilidad (Figura 7) muestran una disminución en los impactos ambientales al aumentar la energía eléctrica renovable no convencional en la matriz energética, obteniendo así una disminución cercana a 20 y 35% para vermi-biofiltro, con 60%-ERNC y vermi-biofiltro con 70%-ERNC, respectivamente, en las categorías de cambio climático y toxicidad humana. Por otro lado, para la categoría de ecotoxicidad de agua dulce sucede lo contrario; no obstante, las diferencias del impacto ambiental no superaron el 9%, principalmente atribuido al aumento de un 11% de generación de energía de tipo fotovoltaica y eólica, las que contribuyeron con 43.2% del impacto para 60%-ERNC y 60.5% para 70%-ERNC.

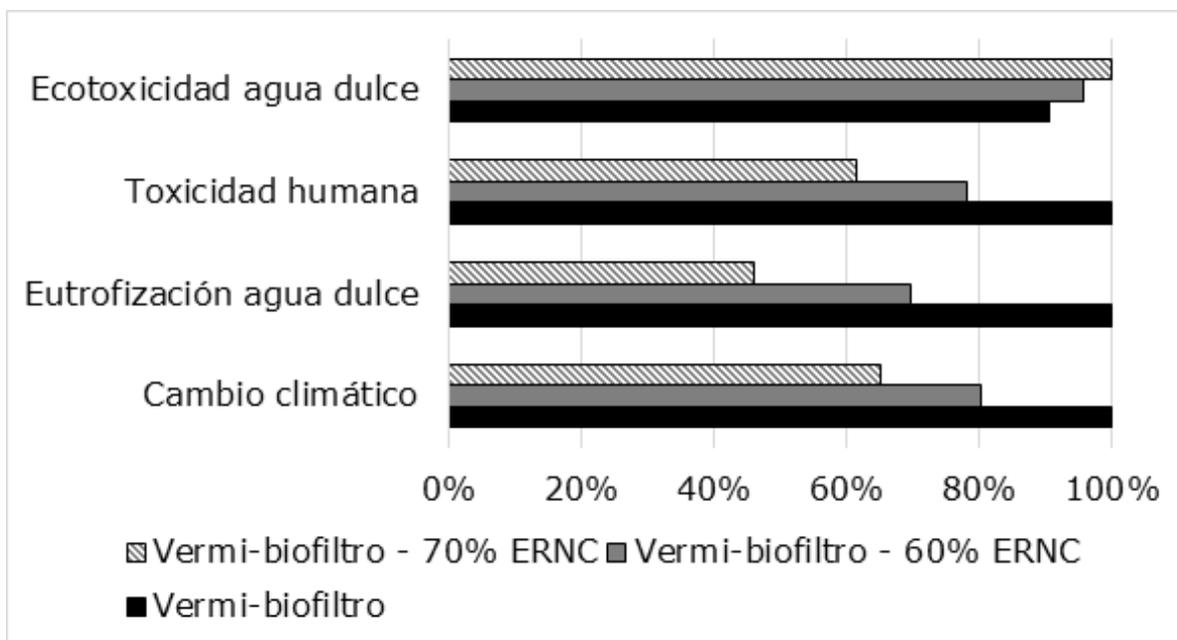


Figura 7. Impactos ambientales para vermi-biofiltro para diferentes composiciones en la matriz energética (SIC).

Finalmente para el indicador de eco-eficiencia, resultó ser más eco-eficiente la planta de vermi-biofiltro con mayor porcentaje de ERNC (70%-ERNC) para ambas categorías estudiadas. En la categoría de cambio climático, la planta con matriz convencional disminuyó en un 35% su eco-eficiencia y 19% para el caso de la matriz con 60%-ERNC. Para la categoría de eutrofización de agua dulce, la disminución en ecoeficiencia para la planta con matriz convencional fue de 54% y para la planta con 60%-ERNC fue de 34% con respecto a la planta con mayor ERNC (Figura 8).

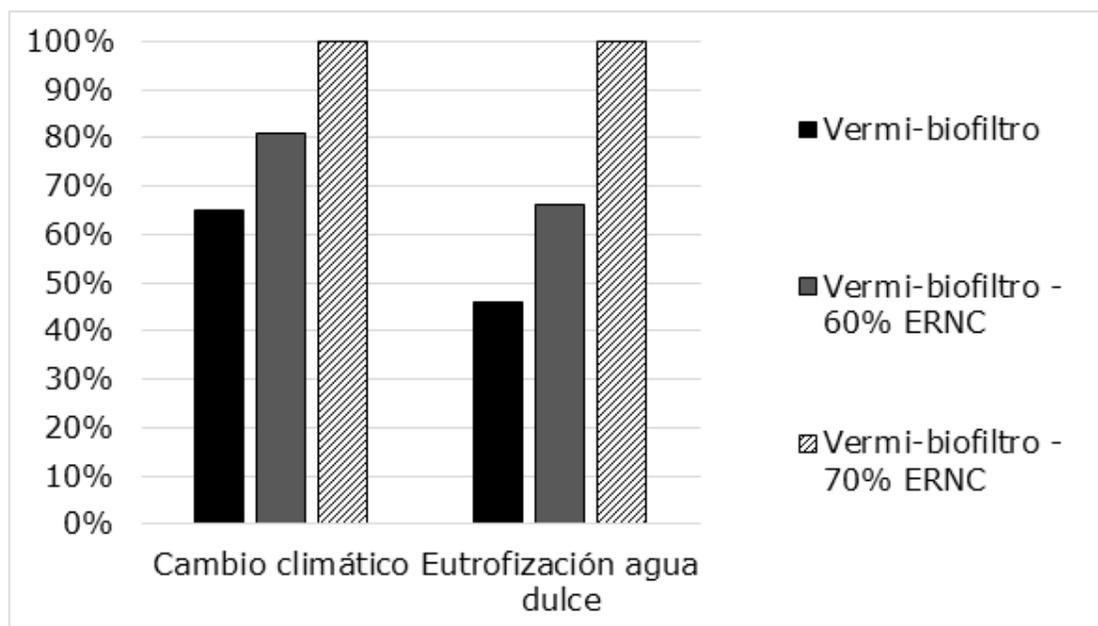


Figura 8. Indicadores de eco-eficiencia con proyección de matriz energética.

Con este análisis se puede demostrar que la eco-eficiencia puede variar sin modificar los flujos (insumos requeridos) en términos de eficiencia, sino que el indicador puede verse alterado con tan sólo cambiar la composición de la matriz eléctrica; es decir, sin un cambio en el diseño de ésta, debido a que la electricidad corresponde a un *hotspot* para los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Conclusiones

Se determinó que la tecnología de tratamiento más eco-eficiente corresponde a vermi-biofiltro, para el indicador en términos de cambio climático y eutrofización de agua dulce, en comparación con tecnologías como lagunas aireadas y lodos activos. Ello demuestra que en Chile las tecnologías emergentes y no convencionales son más eco-eficientes que las convencionales.

La energía eléctrica es un punto crítico dentro de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas; por tanto, es determinante la composición de la matriz energética del país con respecto al impacto ambiental y su eco-eficiencia.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por CONICYT FONDECYT 11170992.

Referencias

- Cárdenas, J. P., Muñoz, E., Riquelme, C., & Hidalgo, F. (2015). Simplified life cycle assessment applied to structural insulated panels homes. Análisis de ciclo de vida simplificado aplicado a viviendas de paneles SIP (structural insulated panels). *Revista Ingeniería de Construcción*, 30(1), 33-38. Recuperado de <https://www.ricuc.cl/index.php/ric/article/view/555/html>
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47(15), 5480-5492, DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.049
- Emmerson, R. H. C., Morse, G. K., Lester, J. N., & Edge, D. R. (1995). The life-cycle analysis of small-scale sewage-treatment processes. *Water and Environment*, 9, 317-325. Recuperado de <http://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1995.tb00945.x>
- ESCAP, United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific. (2010). *Economic and social survey of Asia and the Pacific: Sustaining recovery and dynamism for inclusive development. United Nations Publication.* Recuperado de <https://www.unescap.org/sites/default/files/survey2010.pdf>
- Herrera, J. H., Muñoz, E., & Montalba, R. (2012). Evaluation of two production methods of Chilean wheat by life cycle assessment (LCA) - Evaluación de dos estilos productivos de trigo chileno mediante metodología de análisis de ciclo de vida (ACV). *IDESIA*, 30(2), 101-110. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292012000200013>

- Hospido, A., Moreira, M. T., Fernández-Couto, M., & Feijoo, G. (2004). Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Life Cycle Assessment*, 9(4), 261-271. Recuperado de <http://doi.org/10.1007/BF02978602>
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2006). Chapter 3: Solid waste disposal, Volume 5: Waste. In: Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., & Tanabe K. (eds.). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme* (pp. 3.6-3.40). Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/0_Overview/V0_0_Cover.pdf
- ISO 14040. (2006). ISO 14040:2006 *Environmental management - life cycle assessment- principles and framework*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/37456.html>
- ISO 14044. (2006). ISO 14044:2006 *Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/38498.html>
- ISO 14045. (2012). ISO 14045:2012 *Environmental management. Eco-efficiency assessment of product systems. Principles, requirements and guidelines*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/43262.html>
- Jiang, L., Liu, Y., Hu, X., Zeng, G., Wang, H., Zhou, L., Tan, X., Huang, B., Liu, S., & Liu, S. (2016). The use of microbial-earthworm ecofilters for wastewater treatment with special attention to influencing factors in performance: A review. *Bioresource*

- Technology*, 200, 999-1007. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.011>
- Kalbar, P. P., Karmakar, S., & Asolekar, S. R. (2012). Assessment of wastewater treatment technologies: Life cycle approach. *Water Environment*, 27, 1-8. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/wej.12006>
- Li, X., Xing, M., & Lu, J. (2013). Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. *Chemical Engineering Journal*, 223, 932-943. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.092>
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsín, C., José, M., Aldea, X., Marin, D., Teresa, M., & Feijoo, G. (2016a). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 553, 71-82. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.073>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., & José, M. (2016b). Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of the Total Environment*, 566-567, 468-479. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2014). Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA + DEA method. *Water Research*, 68, 651-666. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.040>
- Lourenço, N., & Nunes, L. M. (2017). Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. *Ecological Engineering*,

- 100, 138-146. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.074>
- Lundin, M., & Morrison, G. (2002). A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban Waters systems. *Urban Water*, 4(2), 145-152. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00015-8](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00015-8).
- Marti, E. J., & Batista, J. R. (2014). Impact of secondary treatment types and sludge handling processes on estrogen concentration in wastewater sludge. *Science of the Total Environment*, 470-471, 1056-1067. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.070>
- Ministerio de Obras Públicas. (2013). *Estrategia nacional de recursos hídricos 2012-2025*. Recuperado de http://www.mop.cl/documents/enrh_2013_ok.pdf
- Muga, H. E., & Mihelcic, J. R. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. *Environmental Management*, 88(3), 437-447. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.008>
- Muñoz, E., Vargas, S., & Navia, R. (2015). Environmental and economic analysis of residual woody biomass transport for energetic use in Chile. International. *Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), 1033-1043. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0891-x>
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M., & Castells, F. (2009). LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant.

Environmental Science & Technology, 43(9), 3300-3307.

Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es802056r>

Ribarova, P., & Stanchev, I. (2016). Complexity, assumptions and solutions for eco-efficiency assessment of urban water systems.

Journal of Cleaner Production, 138, 229-236. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.113>

Robaina-Alves, M., Moutinho, V., & Macedo, P. (2015). A new frontier approach to model the eco-efficiency in European countries.

Journal of Cleaner Production, 103, 562-573. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.038>

Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2011). Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants.

Water Research, 45, 5997-6010. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.053>

Roohian, H., & Mehranbod, N. (2017). Investigation of bio-augmentation of overloaded activated sludge plant operation by computer simulation. *Computers and Chemical Engineering*, 104, 11-24.

Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Investigation-of-bio-augmentation-of-overloaded-by-Roohian-Mehranbod/9f32b7511cc609d2983d58f313b29b6900a4d070>

Samal, K., Dash, R., & Bhunia, P. (2017). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2274-2289.

Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>

- Schmidheiny, S. & Business Council for Sustainable Development. 1992. The business of sustainable development. In: Schmidheiny, S., & Business Council for Sustainable Development). *Changing Course, A global business perspective in development and the environment* (pp. 1-12). Cambridge, USA: Massachusetts Institute of Technology.
- SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. (2017). *Informe de gestión del sector sanitario, SISS*. Recuperado de https://www.siss.gob.cl/586/articles-17283_recurso_1.pdf
- Suh, Y., & Rousseaux, P. (2002). An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35, 191-200. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00120-3](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00120-3)
- Tomar, P., & Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282, 95-103. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.007>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-06

Artículos

**Cambio climático y retroceso glaciar en la Cordillera
Huaytapallana, Perú**

**Climate change and glacier retreat in the Huaytapallana
Mountain Range, Peru**

Wilfredo Bulege-Gutiérrez¹, ORCID: 0000-0002-9059-4003

María Custodio², ORCID: 0000-0003-1994-010X

¹Universidad Continental, Huancayo, Perú, wbulege@continental.edu.pe

²Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú,
mcustodio@uncp.edu.pe

Autor para correspondencia: Wilfredo Bulege-Gutiérrez,
wbulege@continental.edu.pe

Resumen

El objetivo ha sido describir y determinar la relación de la temperatura ambiental —como manifestación del cambio climático— y el retroceso de la masa glaciar de la Cordillera Huaytapallana en Perú. Los datos de temperatura mínima y superficie glaciar se obtuvieron a partir de

informes oficiales del Senamhi e IGP están expresadas en °C y km², respectivamente. Los datos de temperatura pertenecen al Observatorio de Huancayo, ubicado en latitud 12° 02' S, longitud 75° 19' W, altitud 3 313 msnm en el distrito de Huachac, provincia de Chupaca, departamento de Junín. Los datos de superficie glaciar fueron tomados de estudios de la Cordillera Huaytapallana por el Instituto Geofísico del Perú. La estimación de datos faltantes de las variables se realizó con un modelo de regresión lineal. Entre los resultados se tiene que, entre 1986 y 2016 es evidente un incremento de la temperatura mínima anual en la zona de estudio, mostrando valores entre 3.435 y 5.227 °C; se estima al 2016 un valor de 4.757 °C; asimismo, la superficie de masa glaciar de la Cordillera Huaytapallana muestra en este mismo periodo una tendencia de retroceso, estimado al 2016 en 11.86 km². En conclusión, el incremento de la temperatura mínima del periodo 1986-2016 incide en el retroceso de la superficie de masa glaciar de la Cordillera Huaytapallana; de igual forma, existe una relación inversa, moderada y significativa entre el incremento de la temperatura mínima y el retroceso de la masa glaciar de la cordillera objeto de estudio.

Palabras clave: temperatura mínima, superficie glaciar, Cordillera Huaytapallana.

Abstract

The objective has been to describe and determine the relationship between environmental temperature —as a manifestation of climate change— and the glacier mass retreat of Huaytapallana mountain range

in Peru. The minimum temperature and glacier surface data were obtained from Senamhi and IGP official reports, they are expressed in °C and km² respectively. The temperature data belong to the Huancayo Observatory located at Latitude 12 ° 02 'S, Longitude 75 ° 19' W, Altitude 3 313 masl; in the Huachac district, Chupaca province, Junín department. The glacier surface data were taken from the mountain Huaytapallana's studies by the Instituto Geofísico del Perú. The variables' missing data estimation was performed with a linear regression model. Among the results we have found that between 1986 to 2016, an increase in the minimum annual temperature in the study area is evident, showing values between 3.435 to 5.227 °C; a value of 4.757 °C is estimated at 2016; likewise, the glacial mass surface of the Huaytapallana mountain shows a downward trend in this same period, estimated at 2016 in 11.86 km². In conclusion, the increase of minimum temperature of the period 1986 - 2016 affects the glacier mass surface retreat of the Huaytapallana mountain range; likewise, there is an inverse, moderate and significant relationship between the minimum temperature increase and the glacier mass retreat of the mountain which is our study object.

Keywords: Minimum temperature, glacier surface, Huaytapallana mountain range.

Recibido: 7/11/2017

Aceptado: 23/09/2019

Introducción

El cambio climático global es la variación del estado del clima, identificable (p. ej., mediante pruebas estadísticas) en las variaciones del valor medio o en la variabilidad de sus propiedades, que persiste durante largos periodos de tiempo, generalmente decenios, o periodos más largos. El cambio climático puede deberse a procesos internos naturales o a forzamientos externos, como modulaciones de los ciclos solares, erupciones volcánicas o cambios antrópicos persistentes de la composición de la atmósfera o del uso del suelo (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, 2014).

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), en su artículo 1, define el cambio climático como “cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”. La CMNUCC diferencia, pues, entre el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica y la variabilidad climática atribuible a causas naturales (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, Grupo de Trabajo II, 2014).

De acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (2014), el calentamiento en el sistema climático es inequívoco, y desde la década de 1950 muchos de los cambios observados no han tenido precedentes en los últimos decenios a milenios. La atmósfera y el océano se han calentado, los volúmenes de hielo y nieve han disminuido, y el nivel del mar se ha elevado. Cada uno de los tres últimos decenios ha sido sucesivamente más cálido en la superficie de la Tierra que cualquier decenio anterior desde 1850. Es probable que el periodo 1983-2012 haya sido el periodo de treinta años más cálido de los últimos 1 400 años en el hemisferio norte, donde es posible realizar esa evaluación (nivel de confianza medio). Los datos de temperatura de la superficie terrestre y oceánica, combinados y promediados en lo global, calculados a partir de una tendencia lineal, muestran un calentamiento de 0.85 (0.65-1.06) °C, durante 1880-2012, para el que se han producido de forma independiente varios conjuntos de datos.

Además de registrar un calentamiento multidecenal notable, la temperatura media global en superficie muestra una variabilidad decenal e interanual considerable (Figura 1). Debido a esa variabilidad natural, las tendencias basadas en periodos de registros cortos son muy sensibles a las fechas de inicio y final, y no reflejan, en general, las tendencias climáticas a largo plazo. Por ejemplo, la tasa de calentamiento durante los últimos 15 años (0.05 [-0.05 a 0.15] °C por decenio, entre 1998 y 2012), que comienza con un fuerte efecto del fenómeno El Niño, es menor que la tasa registrada desde 1951 (0.12 [0.08 a 0.14] °C por decenio, entre 1951 y 2012).

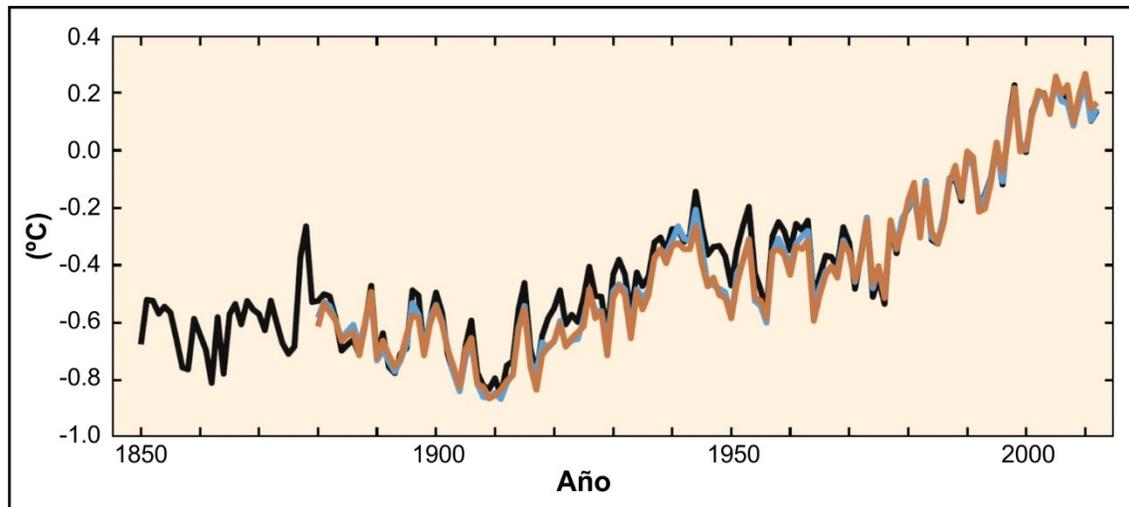


Figura 1. Anomalías del promedio anual y global de temperaturas en superficie, terrestres y oceánicas combinadas respecto del promedio del periodo de 1986 a 2005. Fuente: Panel Intergubernamental de Cambio Climático (2014).

El calentamiento del océano domina sobre el incremento de la energía almacenada en el sistema climático y representa más de 90% de la energía acumulada entre 1971 y 2010 (nivel de confianza alto), siendo sólo en torno al 1% la energía almacenada en la atmósfera. A escala global, el calentamiento del océano es mayor cerca de la superficie. Los 75 m superiores se han calentado 0.11 (0.09-0.13) °C por decenio, durante el periodo comprendido entre 1971 y 2010.

En el periodo comprendido entre 1992 y 2011, los mantos de hielo de Groenlandia y la Antártida han ido perdiendo masa (nivel de confianza alto), y es probable que esa pérdida se haya producido a un

ritmo más rápido entre 2002 y 2011. Los glaciares han continuado menguando en casi todo el mundo (nivel de confianza alto).

Causas del cambio climático

Las emisiones antrópicas acumuladas de gases de efecto invernadero (GEI) desde la era preindustrial han experimentado grandes aumentos en las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). Entre 1750 y 2011, las emisiones antrópicas de CO_2 a la atmósfera acumuladas fueron de $2\,040 \pm 310$ Gt CO_2 (Butze, 2004).

Alrededor de 40% de esas emisiones ha permanecido en la atmósfera (880 ± 35 Gt CO_2) y el resto fue removida de la atmósfera y almacenada en la tierra (en plantas y suelos), y en el océano. Los océanos han absorbido alrededor de 30% del CO_2 antrópico emitido, provocando su acidificación. Alrededor de la mitad de estas emisiones acumuladas entre 1750 y 2011 se han producido en los últimos 40 años (nivel de confianza alto).

Las emisiones antrópicas totales de GEI han seguido aumentando entre 1970 y 2010, con mayores incrementos absolutos entre 2000 y 2010, a pesar del creciente número de políticas de mitigación del cambio climático. Las emisiones antrópicas de GEI en 2010 alcanzaron

la cifra de 49 ± 4.5 Gt CO₂-eq/año. Las emisiones de CO₂ procedente de la combustión de combustibles fósiles y los procesos industriales contribuyeron en torno al 78% del aumento total de emisiones de GEI de 1970 a 2010, con una contribución porcentual similar para el aumento experimentado de 2000 a 2010 (nivel de confianza alto). En el mundo, el crecimiento económico y demográfico continuaron siendo los motores más importantes de los aumentos en las emisiones de CO₂ derivadas de la quema de combustibles fósiles.

Desde el Cuarto Informe de Evaluación (Panel Intergubernamental del Cambio Climático, 2007) ha aumentado la evidencia de la influencia humana en el sistema climático. Es sumamente probable que más de la mitad del aumento observado en la temperatura media global en superficie de 1951 a 2010 haya sido causado por la combinación del incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero y de otros forzamientos antrópicos.

De acuerdo con las mejores estimaciones, la contribución de la actividad humana al calentamiento es similar al calentamiento observado durante el mencionado periodo. Es probable que los forzamientos antrópicos hayan contribuido de modo considerable a los aumentos de la temperatura en superficie desde mediados del siglo XX en todas las regiones continentales, excepto la Antártida.

Es probable que la influencia antrópica haya afectado al ciclo global del agua desde 1960 y haya contribuido al retroceso de los glaciares desde la década de 1960, así como al aumento del deshielo del manto de hielo de Groenlandia desde 1993. Es muy probable que la

influencia antrópica haya contribuido a la pérdida de hielo marino en el Ártico desde 1979 y que haya contribuido de forma significativa a incrementos en el contenido global de calor en la capa superior del océano (0-700 m), así como a la elevación del nivel medio global del mar observado desde la década de 1970 (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, 2014).

Temperatura y retroceso glaciar

Los glaciares pasan por un deshielo global desde hace más de cien años. Michael Zemp, líder del Servicio de Monitoreo Mundial de Glaciares (WGMS), sostiene que los glaciares observados pierden hoy entre medio metro y un metro de espesor de hielo cada año, caso que representa dos o tres veces más que el promedio del siglo pasado (Gubin, 2015). El manto de nieve en primavera en el hemisferio norte sigue reduciéndose. Existe un nivel de confianza alto en cuanto a que las temperaturas del permafrost han aumentado en la mayoría de las regiones desde principios de la década de 1980, en respuesta a la subida de la temperatura en superficie y a la alteración del manto de nieve.

En el Ártico, es muy probable que la superficie media anual del hielo marino haya disminuido de 1979 a 2012, en un rango de 3.5 a 4.1% por decenio. La extensión del hielo marino en la zona ha

disminuido en cada estación y en cada decenio sucesivo desde 1979, y es en verano cuando se ha registrado el mayor ritmo de disminución en la extensión media decenal.

En la Antártida, es muy probable que la extensión media anual del hielo marino haya aumentado en un rango de entre 1.2 y 1.8% por decenio entre 1979 y 2012; sin embargo, existe un nivel de confianza alto respecto a que existen marcadas diferencias regionales en este continente, con un aumento de la extensión en algunas regiones y una disminución en otras. De 1901 a 2010, el nivel medio global del mar se elevó 0.19 m (de 0.17 a 0.21 m). Desde mediados del siglo XIX, el ritmo de la elevación del nivel del mar ha sido superior a la media de los dos milenios anteriores (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, 2014).

El retroceso de la masa glaciaria en las montañas chinas, por ejemplo, está identificado como muy vulnerable al cambio climático, sobre todo en el oeste de China. De 1961 a 2007, un 92% de las zonas de glaciares tenía una vulnerabilidad leve; hoy, 41.2% de tales áreas está en los niveles fuerte y muy fuerte de vulnerabilidad.

En general, la vulnerabilidad de los glaciares muestra una tendencia decreciente entre 2030 y el 2050; pero los glaciares en Altai, Tianshan, Kunlun, las zonas central y occidental de la montaña Qilian, zona central y zona oriental del Himalaya, y el sureste del Tíbet seguirán siendo clasificadas en los niveles fuerte y muy fuertes de vulnerabilidad.

Los glaciares de China eran relativamente muy vulnerables en el periodo 1961-2007, y se considera que la topografía y la alta

sensibilidad de los glaciares al cambio climático son las razones de tal situación. Además de los factores topográficos, se considera que las variaciones en las precipitaciones podrían convertirse en un factor crucial que afecta la vulnerabilidad de los glaciares en los años 2030 y 2050 (Jian-Ping, Yong-Jian, Shi-Yin, & Chun-Ping, 2015).

En la morfología de los ecosistemas de las altas montañas están registrándose los impactos negativos a los glaciares tropicales, denominado retroceso glaciar, y aparición de nuevas lagunas en las concavidades dejadas por la masa de hielo. Los cambios de las variaciones de las coberturas de glaciares y lagunas se evidencian en las 19 cordilleras nevadas del Perú, divididas en tres sectores: Norte, Centro y Sur, mostrando un total de 2 679 glaciares, con una superficie de 1 298.59 km².

Las cordilleras de mayor extensión son las siguientes: la Cordillera Blanca (Andes del Norte), Vilcanota y Vilcabamba (Andes del Centro), con 755, 374 y 355 glaciares y superficies de 527.62; 279.40 y 129.15 km², respectivamente. En general, la altitud mínima de los glaciares inventariados se encuentra sobre los 4 000 msnm. Las cordilleras nevadas del Perú en los últimos 40 años han registrado una pérdida en superficie de 42.64%, con respecto a los resultados obtenidos en el inventario del año 1970. Los glaciares pequeños son los más susceptibles a los cambios de superficie; en el último inventario realizado se identificó un total de 2 341 glaciares (87.38%) con superficie ≤ 1 km² y 338 glaciares (12.62%) con superficie > 1 km². Los resultados obtenidos del inventario de lagunas de origen glaciar suman un total de 8 355 lagunas, que se ubican en el ámbito de las 19

cordilleras nevadas del país, y cubren una superficie de 916.64 km² (Autoridad Nacional del Agua, 2014).

Entre 2003 y 2011, las mediciones de balance de masa realizadas en los glaciares Yanamarey y Artesonraju en la Cordillera Blanca, en Huaraz, mostraron en el caso del Yanamarey pérdidas de área en el frente y en los bordes laterales hasta la parte alta del glaciar. A pesar de la desaceleración del aumento de la temperatura y un aumento en la precipitación, la retirada de los glaciares ha continuado a un ritmo elevado en los últimos treinta años.

La precipitación y la temperatura pueden afectar el proceso de acumulación. El aumento de la precipitación observada durante las estaciones húmedas conduciría a un aumento de la precipitación sólida en el área de acumulación y, por tanto, un balance de masas más positivo anual en caso de precipitación que caiga en forma de nieve (Vuille, Kaser, & Juen, 2008); por ejemplo, se encontró que en escalas de tiempo interanuales, la variabilidad de la precipitación parece ser el principal motor de las fluctuaciones de la masa glaciar en la Cordillera Blanca. Por otro lado, el aumento de temperaturas de aire durante los episodios de precipitaciones conduce también a un aumento de la línea de nieve. Sin embargo, el incremento de la temperatura del aire en los últimos treinta años es particularmente dominante en la temporada de junio a noviembre, relativamente seca, en la que las precipitaciones son más bien escasas.

Las precipitaciones en la Cordillera Blanca han aumentado de modo significativo entre 1980 y 2012, lo que llevaría a un balance de

masa más positivo si la precipitación cae en forma de nieve, condición que evidencia que los glaciares han continuado retrocediendo desde la década de 1980. La disminución de la superficie glaciar es particularmente alta para los glaciares de baja altitud y glaciares aislados, como el Yanamarey y Pastoruri.

Hay estudios que informan de los diferentes escenarios de retiro para los pequeños glaciares con elevaciones máximas debajo de 5 400 msnm y los grandes glaciares con la máxima elevación por encima de tal altitud. Los cambios de temperatura y precipitación desde el decenio de 1980 probablemente no explican por completo el fuerte retroceso de los glaciares durante los últimos treinta años. Por ello es posible que el reciente retroceso de los glaciares aún puede ocurrir en respuesta a la fuerte subida de temperatura de más de 0.3 °C por década antes de 1980, sobre todo en el decenio de 1970.

En general, los glaciares con bajo espesor del hielo en la línea de equilibrio y grande ablación anual en la lengua del glaciar tienen tiempos de respuesta menores a perturbaciones climáticas que los grandes glaciares. Existen mediciones y estimaciones de espesor de hielo y tasas de ablación anuales para algunos glaciares en la Cordillera Blanca (p. ej., Artesonraju) y permiten estimar un tiempo de respuesta del orden de 10 a 40 años.

El fuerte retroceso de los glaciares observado durante las últimas tres décadas puede incluir una señal del aumento de la temperatura antes de la década de 1980, en función del glaciar. La subida de

temperatura moderada durante los últimos treinta años puede haber inducido un forzamiento adicional.

Sin embargo, la interpretación de las respuestas de los glaciares de forzamiento climático es un reto, pues algunas fluctuaciones climáticas ocurren en escalas de tiempo más corto que los tiempos de reacción y, en consecuencia, la respuesta observada de un glaciar puede ser una reacción a un gran número de causas superpuestas (Schauwecker *et al.*, 2014).

El retroceso glaciar en la cordillera Huaytapallana

En el caso de la cordillera Huaytapallana, Arroyo (2013), y Arroyo, Gurmendi y Machuca (2015) comunican que: “se reporta en los estudios de Zubieta y Lagos (15), que hubo una pérdida neta superior al 50% con respecto a 1956. Las anomalías negativas producto del fenómeno de El Niño aceleran la disminución de los glaciares y que tiene como consecuencia el enfriamiento del sistema que ocasiona anomalías positivas y genera un aumento de la masa glaciar temporal”; asimismo, Zubieta y Lagos (2010) mencionan que “entre 1976 y 2006, la superficie glaciar de la Cordillera Huaytapallana se redujo de 35.6 a 14.5 km², esto representa una pérdida del 59.4%, a su vez la dinámica espacial del retiro de glaciares —ocurrido en los circos del Huaytapallana— también

está sujeta a la morfología y dirección de sus masas glaciares, por ello, la marcada diferencia en la distribución del retiro en los glaciares de circo” (IGP, 2012, p. 85).

La tendencia de decrecimiento de la superficie glaciar también es mencionado por López-Moreno *et al.* (2014) al puntualizar que el retroceso glaciar sería de 55% en los últimos 28 años, y que sus impactos podrían ser significativos respecto a los recursos hídricos y la ecología del área.

La Autoridad Nacional del Agua (2014, p. 17) reporta que la Cordillera Huaytapallana —cuya máxima elevación es el nevado del mismo nombre— ha perdido 58.4% de su masa glaciar, según el *Inventario de Glaciares y Lagunas* presentado en el mismo año; a la vez, las 19 cordilleras nevadas del Perú, identificadas en el mencionado informe, han perdido, en conjunto, 42.6% de su superficie glaciar; el caso de la laguna Lazuntay sería un ejemplo de esta tendencia en la Cordillera Huaytapallana. Al existir carencia de otros estudios relevantes con mediciones anuales, los medios de comunicación también han difundido información de las fuentes antes mencionadas, tal es el caso de La República (2014), que menciona datos del informe de la Autoridad Nacional del Agua del Perú.

Planteamiento del estudio

El estudio se ha desarrollado basado en la pregunta de investigación ¿cómo influye el cambio de temperatura ambiental como manifestación del cambio climático en el retroceso glaciar de la Cordillera Huaytapallana, Perú? Se han planteado como objetivos describir el efecto de la temperatura ambiental en los últimos treinta años y su relación con el retroceso de la superficie glaciar de la Cordillera Huaytapallana.

Este estudio se justifica en atención a los compromisos asumidos por los países firmantes del Protocolo de Kioto, establecido en el Convenio Marco sobre el Cambio Climático, y que entre otros asuntos plantea la necesidad de cooperar en investigaciones para reducir las incertidumbres relacionadas con el cambio climático, así como facilitar el conocimiento y el acceso público a la información sobre el cambio climático (ONU, 1997). En este contexto, nuestro país ratificó el Protocolo de Kioto en 2002, y remitió de forma oportuna su ofrecimiento para la mitigación global a través de su “Contribución Prevista y Determinada a Nivel Nacional” (INDC, por sus siglas en inglés) en septiembre de 2015, y participó en los esfuerzos para alcanzar el Acuerdo de París en diciembre de 2015 (Ministerio del Ambiente del Perú, 2016).

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El departamento de Junín tiene una población de 1 331 253 personas. La provincia de Huancayo es la capital, con una población de 499 432 personas, tiene 28 distritos, y el distrito de Huancayo tenía una población estimada de 116 930 habitantes al 2013 (INEI, 2015; Banco Central de Reserva del Perú, 2011). Asimismo, la superficie de la provincia es de 3 558.1 km²; está ubicada a 11° latitud sur y 77° longitud oeste, a una altura de 3 194 msnm (Wikipedia, 2016).

Las mediciones de la superficie glaciar fueron realizadas en la Cordillera Huaytapallana, ubicada en la provincia de Huancayo, entre las coordenadas 11° 35'-11° 58' de latitud sur y 74° 48' -75° 17' de longitud oeste; presentaba 105 glaciares, y una superficie de 14.3 km² al año 2011 (IGP, 2012).

Aspectos metodológicos

El tipo de investigación es básica, porque genera conocimiento; de enfoque cuantitativo, al haber planteado hipótesis, realizado mediciones y analizado de manera cuantitativa las variables de estudio (Hernández-Sampieri, Fernández-Collado, & Baptista-Lucio, 2014). El método general de investigación fue analítico-sintético; de alcance descriptivo-correlacional, con un diseño no experimental, porque no se manipuló variable alguna, y transversal por haber recolectado datos en un solo momento (Hernández-Sampieri *et al.*, 2014).

Los datos de temperatura mínima —como manifestación del cambio climático— y superficie glaciaria se obtuvieron a partir de informes oficiales del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (Senamhi, 2016) y del Observatorio de Huancayo, perteneciente al Instituto Geofísico del Perú (IGP, 2016). Los datos de temperatura mínima están expresados en °C y los datos de superficie glaciaria en km². Los datos de temperatura pertenecen al Observatorio de Huancayo, ubicado en latitud 12° 02' S, longitud 75° 19' W, altitud 3 313 msnm; en el distrito de Huachac, provincia de Chupaca, departamento de Junín, Perú. Los datos de superficie glaciaria se tomaron de estudios de la Cordillera Huaytapallana, por ser la más cercana de los glaciares a la zona de estudio.

Para la estimación de los datos faltantes de las variables de estudio en determinados años se exploró la dispersión de los datos de las variables temperatura mínima y superficie glaciaria, consideradas como variables dependientes con respecto al año como variable independiente; luego se seleccionaron modelos de regresión sobre la

base de la significancia de los parámetros y el coeficiente de determinación (R^2); el modelo lineal se escogió para las variables temperatura mínima y superficie glaciar.

El modelo matemático aplicado se formula como: $Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon$, donde Y es la variable dependiente (superficie glaciar); X , la variable independiente (temperatura mínima); β_0 , el intercepto; β_1 , la pendiente de la regresión, y ε es el error o residuo.

Los datos no disponibles entre 1986-2016 se interpolaron sobre la base de modelos de regresión lineal. Para determinar la normalidad de las variables dependientes se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk, luego la relación de las variables independientes y dependientes se realizó con la prueba r de Pearson. Para la validación de los modelos de regresión lineal se utilizó el análisis de varianza y prueba de Durbin Watson.

Resultados

El cambio climático se evidencia en la ciudad de Huancayo con base en el incremento del indicador de temperatura mínima del periodo 1986-2016 (30 años). Los valores anuales son la media de los valores mínimos mensuales registrados por el Observatorio de Huancayo del IGP; asimismo, el comportamiento de los glaciares de la Cordillera

Huaytapallana, que en el mismo periodo viene mostrando un retroceso de la masa glaciaria.

Entre 1986 y 2016 se evidencia un aumento para las temperaturas mínima y media anual en la zona de estudio; este incremento es más alto para la temperatura mínima, mostrando valores de 3.435 a 5.227 °C; se estima al 2016 un valor de 4.757 °C (Figura 2); de igual forma, la superficie de la masa glaciaria de la Cordillera Huaytapallana muestra en este mismo periodo una tendencia de retroceso, estimado al 2016 en 11.86 km² de extensión (Figura 2)

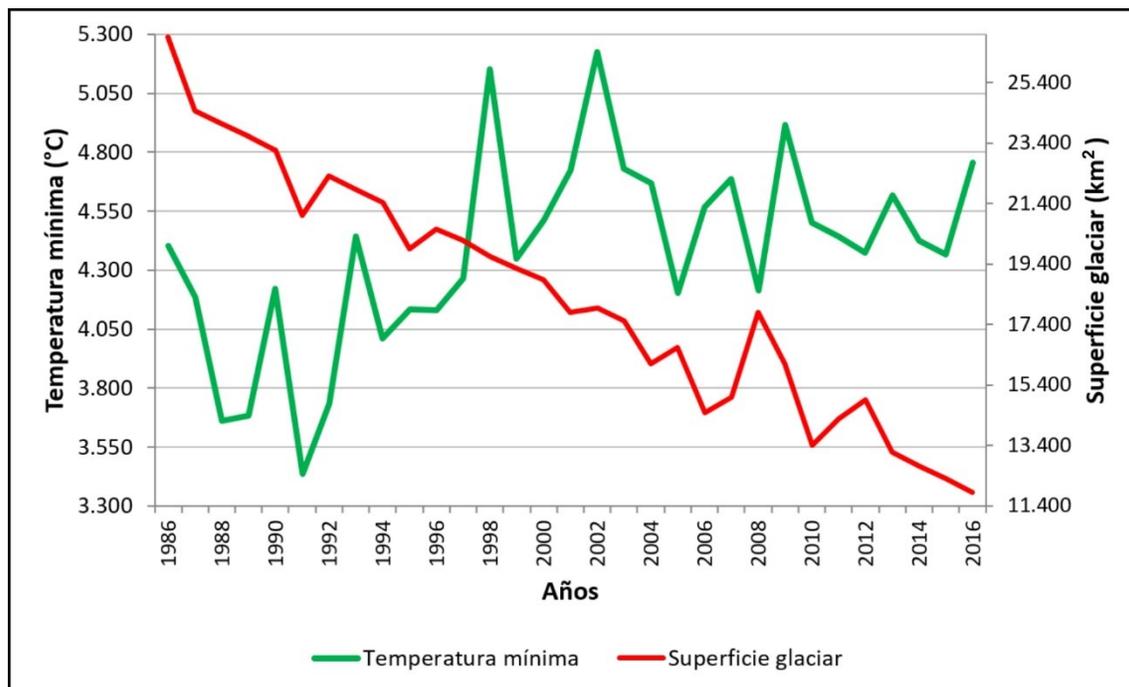


Figura 2. Datos observados y estimados de temperatura mínima y superficie glaciaria de la Cordillera de Huaytapallana de 1986 a 2016, Huancayo, Perú. Datos del Senamhi (2016), IGP (2016). Fuente:

elaboración propia.

Para la comprobación de las hipótesis estadísticas se plantearon las siguientes:

H_0 : no existe relación entre temperatura y superficie glaciar como dimensiones del cambio climático en Huancayo al 2016 ($H_0: \rho = 0$).

H_1 : hay relación significativa entre temperatura y superficie glaciar como dimensiones del cambio climático en Huancayo al 2016 ($H_1: \rho \neq 0$).

La Tabla 1 muestra los resultados de la aplicación de la prueba estadística Shapiro-Wilk a la variable superficie glaciar, cuya significancia indica que las muestras tienen una distribución normal (0.641 es mayor a $\alpha = 0.05$).

Tabla 1. Prueba de normalidad de superficie glaciar.

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Superficie glaciar	0.974	31	0.641

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 3 se observa que la muestra de puntuaciones se distribuye normalmente, pues los puntos del diagrama Q-Q normal se ajustan a la recta diagonal.

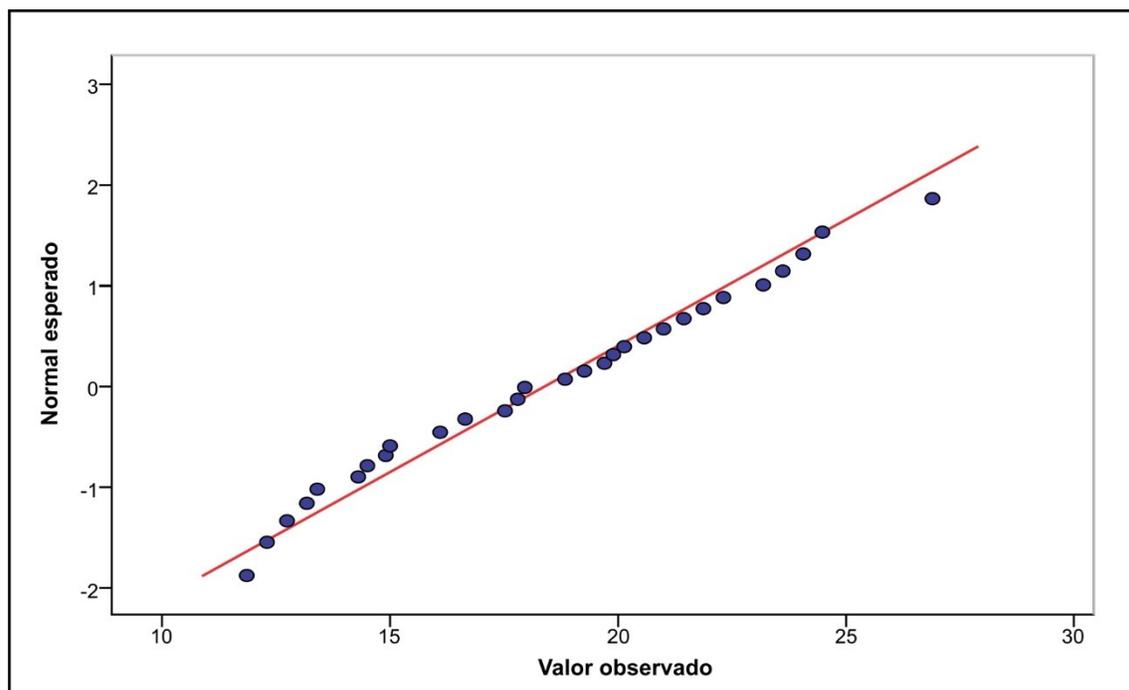


Figura 3. Gráfico Q-Q normal de superficie glaciar. Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 2 y Figura 4 se muestra que la correlación entre la temperatura mínima y superficie glaciar es negativa y moderada (-0.493^{**}) altamente significativa (0.002 es menor a 0.05).

Tabla 2. Correlación de temperatura y superficie glaciar.

		Superficie glaciar
Temperatura mínima	Correlación de Pearson	-0.493**
	Sig. (unilateral)	0.002
	N	31
** La correlación es significativa en el nivel 0.01 (unilateral)		

Fuente: elaboración propia.

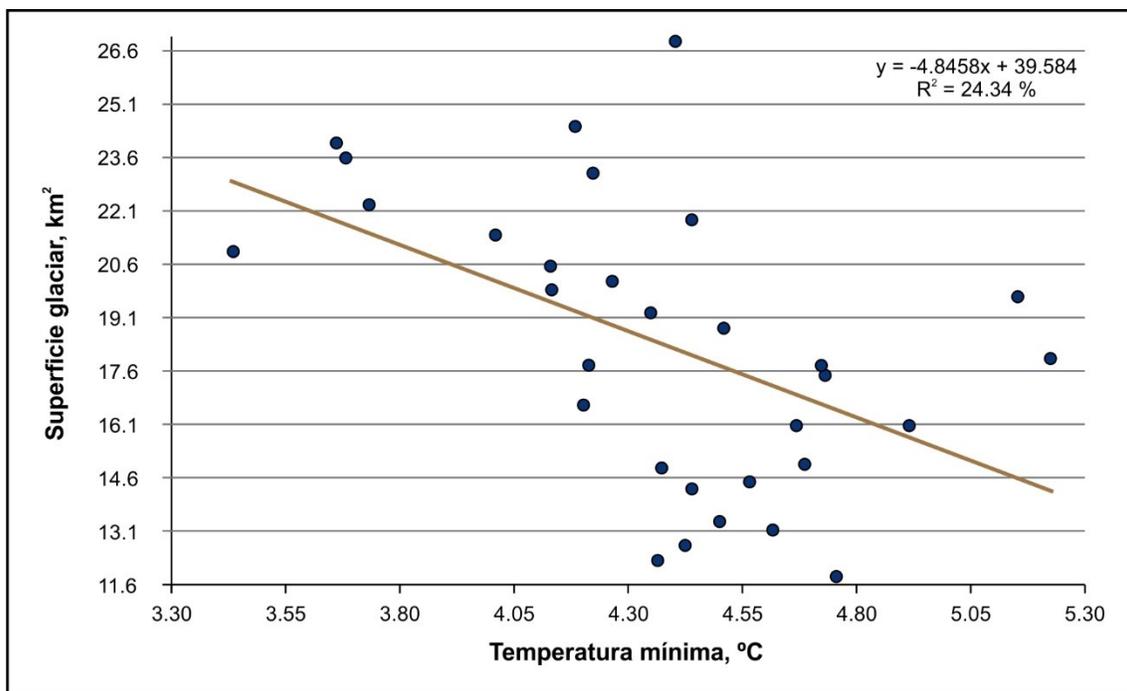


Figura 4. Relación temperatura mínima y superficie glaciar. Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 3 se muestra el resumen del modelo de regresión lineal simple aplicado, donde la variable incluida (temperatura mínima)

en el análisis explica un 24.3% de la varianza de la variable dependiente (superficie glaciar) ($R^2 = 24.3\%$); el error típico de los residuos es 3.546; el estadístico Durbin-Watson (0.473) indica que existe autocorrelación positiva entre los residuos.

Tabla 3. Modelo de regresión lineal simple entre temperatura mínima y superficie glaciar.

Modelo	R	R cuadrado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	0.493 ^a	24.3 %	3.54854	0.473
Predictores: (constante), temperatura mínima.				
Variable dependiente: superficie glaciar.				

Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 4 se aprecia el resultado del análisis de varianza de la regresión simple aplicada con la prueba F a nivel ($\alpha = 0.05$), donde la significancia del estadístico F (0.005) indica que existe relación lineal altamente significativa entre las variables.

Tabla 4. Análisis de varianza para la regresión lineal simple entre temperatura mínima y superficie glaciar.

Modelo		Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.

1	Regresión	117.464	1	117.464	9.328	0.005 ^b
	Residuo	365.171	29	12.592		
	Total	482.635	30			
^a = variable dependiente: superficie glaciar.						
^b = predictores: (constante), temperatura mínima.						

Fuente: elaboración propia.

La Tabla 5 muestra los coeficientes del modelo de regresión lineal simple ajustado, descrito como la superficie glaciar (Y) = 39.587 - 4.846 * temperatura.

Tabla 5. Coeficientes y significación estadística de la variable superficie glaciar.

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
	B	Error estándar	Beta		
1 (Constante)	39.587	6.977		5.674	0.000
Temperatura	-4.846	1.587	-0.493	-3.054	0.002
^a = variable dependiente: superficie glaciar.					

Fuente: elaboración propia.

Los coeficientes estimados del modelo ($b_0 = 39.587$ y $b_1 = -4.846$) son altamente significativos (Sig < 0.01), con los cuales se afirma que es estadísticamente válido. El coeficiente 39.587 significa que si la temperatura aumenta en 1 °C, la superficie glaciar disminuye en 4.846 km².

En conclusión, al 99% de confianza estadística, se concluye que existe relación lineal altamente significativa entre temperatura y superficie glaciar al 2016; asimismo, el coeficiente de determinación (R^2) es bajo (de 0.2 a 0.4).

Discusión

La temperatura en Huancayo en los últimos años muestra una tendencia de incremento (Baltazar-Castañeda, 2014). La temperatura mínima estimada en Huancayo al 2016 (4.757 °C) evidencia mejor el cambio del clima, factor que contribuye con el retroceso de la masa glaciar de la Cordillera Huaytapallana; de acuerdo con las mediciones efectuadas entre 1986-2016 y estimaciones basadas en modelos de regresión lineal, se estima la superficie glaciar en 11.86 km² al 2016; la relación entre estas variables es lineal, inversa y moderada; es evidente que el incremento de la temperatura incide en el retroceso de los glaciares de

la Cordillera Huaytapallana, coincidiendo este fenómeno con el caso de la Cordillera Blanca en Ancash, Perú, reportado por la Autoridad Nacional del Agua (2014).

Al respecto, Gonzáles (2013) afirma que las altas concentraciones de CO₂ y otros GEI en la atmósfera generan el incremento de la temperatura superficial promedio en el planeta; asimismo, éste sería uno de los principales factores del retroceso glaciar.

El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (2014) respecto a los glaciares en los polos de la Tierra, caso del Ártico, reporta como muy probable que la superficie media anual del hielo marino haya disminuido durante el periodo 1979-2012, en un rango de 3.5 a 4.1% por decenio. La extensión del hielo marino en la zona ha disminuido en cada estación y en cada decenio sucesivo desde 1979, y es en verano cuando se ha registrado el mayor ritmo de disminución en la extensión media decenal.

También en cuanto a los resultados, coinciden con los reportados por Schauwecker *et al.* (2014), que manifiestan que un fuerte retroceso de los glaciares, observado durante las últimas tres décadas, puede incluir una señal del aumento de la temperatura antes del decenio de 1980, en función del glaciar. La subida de temperatura moderada durante los últimos treinta años puede haber inducido un forzamiento adicional.

A futuro —en términos de sostenibilidad de los recursos naturales—, los recursos hídricos serán insuficientes ante la demanda para el consumo humano y diversas actividades socioeconómicas de la

ciudad de Huancayo.

Conclusiones

La temperatura mínima estimada al 2016 en 4.757 °C está incidiendo en la reducción de la superficie glaciar de la Cordillera Huaytapallana, que se estima en 11.86 km² para el mismo año. Existe una relación inversa, moderada y significativa entre el incremento de la temperatura y el retroceso de la masa glaciar de la Cordillera Huaytapallana.

Agradecimientos

Al Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (Senamhi) e Instituto Geofísico del Perú (IGP) por el acceso y uso de datos meteorológicos de la zona de estudio; asimismo, a Romina Bulege, por la traducción al inglés.

Referencias

Arroyo, J. (13 de abril, 2013). Impactos de las actividades antrópicas en el nevado Huaytapallana. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 3-14.

Recuperado de

<http://journals.continental.edu.pe/index.php/apuntes/article/view/41/40>

Arroyo, J., Gurmendi, P., & Machuca, E. (2015). Efectos de las anomalías climáticas en la cobertura de nieve de los glaciares centrales del Perú. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 146-156. Recuperado de <http://journals.continental.edu.pe/index.php/apuntes/article/view/310/325>

Autoridad Nacional del Agua. (2014). *Inventario de glaciares del Perú (2da. actualización)*. Huaraz, Perú: Autoridad Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.ana.gob.pe/media/981508/glaciares.pdf>

Baltazar-Castañeda, H. (2014). *Factores climáticos que influyen en la diversidad de insectos en Spartium junceum L. (Fabales: Fabaceae) en el Valle del Mantaro*. Huancayo, Perú: Universidad Nacional del Centro del Perú.

Banco Central de Reserva del Perú. (2011). *Portal web del BCRP*. Recuperado de <http://www.bcrp.gob.pe/docs/Sucursales/Huancayo/Junin-Characterizacion.pdf>

Butze, W. (2004). El cambio climático: un problema de energía. *El Cotidiano*, 19(123), 66-79. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/325/32512307.pdf>

González, D. (2013). Energía y cambio climático. *Revista Derecho Ambiental y Ecología*, 10(55), 61-63.

Gubin, A. (4 de abril, 2015). *Glaciares de todo el mundo desaparecen y a velocidad sin precedentes*. Recuperado de <http://www.lagranepoca.com/cienciay-tecnologia/noticias/14013-glaciares-de-todo-el-mundo-desaparecen-y-a-velocidad-sin-precedentes.html>

Hernández-Sampieri, R., Fernández-Collado, C., & Baptista-Lucio, P. (2014). *Metodología de la investigación*. México, DF, México: McGraw Hill.

IGP, Instituto Geofísico del Perú. (2012). *Eventos meteorológicos extremos (sequías, heladas y lluvias intensas) en el Valle del Mantaro*. Lima, Perú: Instituto Geofísico del Perú. Recuperado de <http://repositorio.igp.gob.pe/handle/IGP/740>

IGP. (5 de 11 de 2016). Instituto Geofísico del Perú. Obtenido de Biblioteca IGP: <http://biblioteca.igp.gob.pe/cgi-bin/koha/opac-search.pl?q=Metereolog%C3%ADa>

INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática. (21 de noviembre de 2015). *INEI*. Recuperado de <http://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/poblacion-y-vivienda/>

Jian-Ping, Y., Yong-Jian, D., Shi-Yin, L., & Chun-Ping, T. (2015). Vulnerability of mountain glaciers in China to climate change. *Advances in Climate Change Research*, 6(1). Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.accre.2015.11.003>

La República. (7 de diciembre, 2014). *La caída de un gigante: el nevado Huaytapallana*. Recuperado de

<https://larepublica.pe/archivo/839108-la-caida-de-un-gigante-el-nevado-huaytapallana/>

López-Moreno, J. I., Fontaneda, S., Bazo, J., Revuelto, J., Azorin-Molina, C., Valero-Garcés, B., Morán-Tejeda, E., Vicente-Serrano, S. M., Zubieta, R., & Alejo-Cochachín, J. (2014). Recent glacier retreat and climate trends in Cordillera Huaytapallana, Peru. *Global and planetary change*, 1-11. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2013.10.010>

Ministerio del Ambiente del Perú. (2016). *Tercera Comunicación Nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Lima: Ministerio del Ambiente del Perú. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/05/Tercera-Comunicaci%C3%B3n.pdf>

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (12 de noviembre, 1997). *Protocolo de Kioto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Recuperado de <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf>

Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2014). *Cambio climático 2014, informe de síntesis*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf

Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2007). *Cambio Climático 2007, Informe de Síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo

Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
Ginebra, Suiza: IPCC. Obtenido de
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf

Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2014). *Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y recuadros multicapítulos. Contribución del Grupo de Trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático*. Ginebra: Organización Meteorológica Mundial. Obtenido de
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGIIAR5-IntegrationBrochure_es-1.pdf

Schauwecker, S., Rohrer, M., Acuña, D., Cochachin, A., Dávila, L., & Frey, H. (2014). Climate trends and glacier retreat in the Cordillera Blanca, Peru. *Global and Planetary Change*, 119(1), DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.05.005>

Senamhi, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (20 de 12 de 2016). *Senamhi*. Recuperado de
<https://www.senamhi.gob.pe/?&p=solicitud-servicio>

Vuille, M., Kaser, G., & Juen, I. (2008). Glacier mass balance variability in the Cordillera Blanca, Peru and its relationship with climate and the large-scale circulation. *Global and Planetary Change*, (64), DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.11.003>

Wikipedia. (2 de noviembre, 2016). *Provincia de Huancayo*. Recuperado de https://es.wikipedia.org/wiki/Provincia_de_Huancayo

Zubieta, R., & Lagos, P. (2010). Cambios de la superficie glaciar en la cordillera Huaytapallana: periodo 1976 - 2006. En: *IGP, Cambio climático en la cuenca del río Mantaro* (p. 260). Lima, Perú: Ministerio del Ambiente del Perú. Recuperado de <http://www.met.igp.gob.pe/publicaciones/2010/libroCC.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-07

Notas

Modelo de simulación para el drenaje agrícola subterráneo

Simulation model for subsurface agricultural drainage

Manuel Zavala¹, ORCID: 0000-0002-0595-735X

Heber Saucedo²

Carlos Fuentes³

¹Universidad Autónoma de Zacatecas, Zacatecas, Zacatecas, México,
mzavala73@uaz.edu.mx

² Comisión Nacional de Agua, Ciudad de México, México,
hebersaucedo@yahoo.com

³ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México,
cfuentes@tlaloc.imta.mx

Autor para correspondencia: Manuel Zavala, mzavala73@uaz.edu.mx

Resumen

En este trabajo se presenta la segunda versión del programa de cómputo *DRENAS* (drenaje agrícola subterráneo), el cual incluye tres

soluciones analíticas y una solución de elemento finito tipo Galerkin de la ecuación diferencial del drenaje agrícola en su forma unidimensional; puede ejecutarse bajo sistemas operativos Windows de 32 bits y 64 bits. Los modelos analíticos y numéricos incluidos en la versión 1.0 del programa se reprogramaron en *Visual Basic 2017*, realizando modificaciones para mejorar sus capacidades de cálculo, registro de datos y visualización de resultados. El modelo numérico se amplió para resolver la ecuación de Boussinesq no lineal con coeficientes variables, incluyendo el término de recarga vertical, y para manejar las opciones de usar en la frontera de los drenes condiciones tipo Dirichlet, radiación lineal o radiación fractal. Los resultados proporcionados por el módulo de la solución numérica del programa fueron validados satisfactoriamente haciendo uso de una solución analítica y un experimento de drenaje.

Palabras clave: ecuación de Boussinesq, coeficiente de almacenamiento variable, condición de radiación fractal, propiedades hidráulicas del suelo.

Abstract

The second version of the computer program *DRENAS* (subsurface agricultural drainage) is presented, which includes four analytical solutions and a finite element solution Galerkin type of the differential equation of agricultural drainage in its one-dimensional form and can be run under Windows systems of 32-bit or 64-bit. The analytical and numerical models included in version 1.0 of the program were migrated from *Visual Basic 2005* to *Visual Basic 2017* and modified to expand and

improve their calculation, data recording and results visualization capabilities. The numerical model can now solve the non-linear Boussinesq equation with variable coefficients including the vertical recharge term and allows use at the boundary of the drains, Dirichlet condition, linear radiation or fractal radiation. The results provided by the module of the numerical solution of the program were validated using an analytical solution and a drainage test.

Keywords: Boussinesq equation, variable storage coefficient, fractal radiation condition, soil hydraulic properties.

Recibido: 14/03/2018

Aceptado: 29/07/2019

Introducción

Los terrenos agrícolas que presentan problemas de salinidad y/o de manto freático somero pueden ser recuperados o controlados mediante drenaje artificial, que en el caso de la parcela puede ser del tipo subterráneo. Las variables a determinar en el diseño de un sistema de drenaje subterráneo es la profundidad de los drenes, la separación de los mismos y su diámetro. El cálculo de estas variables debe considerar

las características del suelo (textura, estructura, propiedades físicas e hidráulicas) y la condición del flujo de agua en el subsuelo.

Es posible realizar estudios de los procesos de transferencia de agua en los sistemas de drenaje agrícola con la ecuación de Boussinesq de los acuíferos libres, que aunque considera de forma simplificada las transferencias de masa y energía en la zona vadosa del suelo, proporciona descripciones generales del flujo de agua en el espesor saturado del medio poroso (Ritzema, 2006). Para realizar modelaciones detalladas de la dinámica del agua con la ecuación de Boussinesq, en el caso de acuíferos libres someros se debe considerar la dependencia del coeficiente de almacenamiento del acuífero respecto de la carga hidráulica y usar la condición de frontera en los drenes que mejor represente el flujo de drenaje. Por una parte, Fuentes, Zavala & Saucedo (2009) establecen formalmente la relación entre la curva de retención de humedad y el coeficiente de almacenamiento en acuíferos libres y, por otra, Zavala, Fuentes & Saucedo (2007) demuestran que la transferencia de agua del suelo hacia el interior de los drenes debe ser descrita con una condición de radiación no lineal.

Zavala, Saucedo & Fuentes (2014) desarrollan la primera versión computacional para aplicar la ecuación de Boussinesq con coeficiente de almacenamiento variable sujeta en los drenes a condiciones de radiación fractal, a la cual denominan *DRENAS* (drenaje agrícola subterráneo). Sin embargo, la herramienta de cómputo se programó en *Visual Basic 2005*, por lo que opera sólo en sistemas *Windows* de 32 bits, y sus opciones gráficas y base de datos dependen de *Microsoft Office 2003*.

El objetivo general de este trabajo fue desarrollar en *Visual Basic 2017*, la segunda versión del programa de cómputo *DRENAS*, para expandir sus capacidades de cálculo, mejorar su interfaz gráfica, y eliminar su dependencia de programas externos para el manejo de datos y elaboración de gráficos. En la actualización también se incorporaron y programaron nuevas opciones de cálculo, a fin de incrementar las alternativas de simulación, como el manejo del término de recarga o descarga de la ecuación de Boussinesq como una función dependiente del tiempo; representación de la condición inicial de la carga hidráulica como una función variable en el espacio; posibilidad de usar restricciones mecanicistas para los parámetros de forma de la curva de retención de humedad de Van Genuchten (1980) cuando se utiliza para definir el coeficiente de almacenamiento como función de la carga hidráulica, y la opción de usar condiciones de frontera en el dren del tipo Dirichlet. Con la meta de depurar el programa de cómputo, se realizó su validación, considerando una solución analítica para drenaje subterráneo en régimen estacionario y datos de una prueba de drenaje experimental de laboratorio.

Materiales y métodos

Ecuaciones de base

En el programa de cómputo se resuelve la forma completa o simplificada de la ecuación de Boussinesq unidimensional del drenaje agrícola. En general, se puede escribir como:

$$\mu(H) \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[T(H) \frac{\partial H}{\partial x} \right] + R_w(t) \quad (1)$$

Donde $H = H(x, t)$ es la carga hidráulica contada a partir de un estrato impermeable o nivel de referencia (L) y es función de la coordenada horizontal x y del tiempo t ; $T(H)$ es la transmisibilidad del acuífero (L^2T^{-1}); para el caso de acuíferos libres es $T(H) = K_s H$; K_s es la conductividad hidráulica a saturación del suelo (LT^{-1}); $\mu(H)$ es el coeficiente de almacenamiento del acuífero; $R_w(t)$ es el volumen de recarga o descarga en la unidad de tiempo por unidad de área del acuífero (LT^{-1}).

La recarga o descarga $R_w(t)$ es una variable difícil de determinar, ya que depende de las condiciones de flujo existentes en la superficie de suelo (lluvia, evaporación, tirante de agua), el flujo del agua y el régimen de humedad en la zona vadosa, la estratigrafía de la zona no saturada del suelo, la macroporosidad, grietas, etcétera. En esta nueva versión del modelo de simulación numérico se incorporó el término $R_w(t)$, representándolo mediante un polinomio que depende del tiempo:

$$R_w(t > 0) = a_r t^3 + b_r t^2 + c_r t + d_r \quad (2)$$

Donde a_r , b_r , c_r y d_r son coeficientes a calcular, considerando mediciones experimentales o estimaciones que se tengan de la evolución en el tiempo de la recarga para un evento específico.

Se consideró en el programa la relación entre el coeficiente de almacenamiento y la curva de retención de humedad establecida por Fuentes *et al.* (2009):

$$\mu(H) = \theta_s - \theta(H - H_s) \quad (3)$$

Donde θ_s es el contenido volumétrico de agua a saturación ($L^3 L^{-3}$); y H_s es la elevación de la superficie del suelo (L). Es posible obtener una representación analítica explícita del coeficiente de almacenamiento a partir de la Ecuación (3) si la curva de retención de humedad del suelo es conocida. Se seleccionó la relación clásica de Van Genuchten (1980), ampliamente aceptada en estudios de campo y de laboratorio por su flexibilidad descriptiva:

$$\theta(\psi) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)[1 + (\psi/\psi_d)^n]^{-m} \quad (4)$$

Donde θ_r es el contenido volumétrico residual ($L^3 L^{-3}$); $\psi_d < 0$ es un parámetro de escala del potencial de presión del agua en el suelo ψ , (L); m y n son parámetros de forma adimensionales. En esta nueva versión

del programa de cómputo se incluyeron relaciones mecanicistas entre m y n que satisfacen la teoría de la infiltración, la restricción clásica de Burdine (1953) $m = 1 - 2/n$, así como las relaciones fractales de Fuentes, Brambila, Vauclin, Parlange & Haverkamp (2001), que derivan en su estudio de la conductividad hidráulica de los suelos no saturados. Las restricciones fractales son las denominadas poro neutro $m = (1 - 4s/n)/s$, poro geométrico $m = (1 - 2s/n)/s$ y poro grande $m = (1 - 4s/n)/2s$; donde s es la dimensión cociente del objeto fractal, tal como se considera el suelo en ese estudio, siendo s la razón entre la dimensión fractal del objeto D_f (Mandelbrot, 1982; Falconer, 2014) y la dimensión del espacio de Euclides E , $s = D_f / E$.

Al introducir la Ecuación (4) en la Ecuación (3) se obtuvo la siguiente relación:

$$\mu(H) = (\theta_s - \theta_r) \{1 - [1 + \{(H - H_s)/\psi_d\}^n]^{-m}\} \quad (5)$$

Se retuvo en esta segunda versión del programa la condición de radiación fractal para los drenes derivada por Zavala *et al.* (2007):

$$q_d = \gamma K_{in} [(H_d - D_o)/P]^{2s} \quad (6)$$

Donde q_d es el flujo de drenaje; γ es un coeficiente de conductancia adimensional; $K_{in} = \sqrt{(K_s K_d)}$ es la conductividad de la interfaz suelo-dren; K_s es la conductividad hidráulica a saturación del suelo; K_d la conductividad de la pared del dren; P , la profundidad de los

drenes; H_d , la carga hidráulica en la posición del dren; D_o , el espesor del acuífero; $\bar{s} = (1/2)(s_1 + s_d)$ es la dimensión cociente en la interfaz suelo-dren; s_1 es la dimensión cociente del suelo y s_d es la dimensión cociente de la pared del dren. La relación entre la porosidad areal (μ_{areal}) y la porosidad volumétrica (ϕ) se obtiene de acuerdo con la idea probabilista como $\mu_{areal} = \phi^s \phi^s = \phi^{2s}$, se tiene que la porosidad volumétrica:

$$(1 - \phi)^s + \phi^{2s} = 1 \quad (7)$$

y la porosidad areal:

$$(1 - \mu_{areal})^{\frac{1}{s}} + \mu_{areal}^{\frac{1}{2s}} = 1 \quad (8)$$

La conductividad de la pared del dren se obtiene con una fórmula basada en la ley de Poiseuille: $K_d = (1/2)(g/\nu)\mu_{areal_d}(R_{HD})^2$, donde g es la aceleración de la gravedad; ν , la viscosidad cinemática del agua; R_{HD} , el radio hidráulico del dren. Se introdujo en el versión 2.0 de *DRENAS* la opción de manejar directamente la condición de radiación lineal ($\bar{s} = 0.5$ en la Ecuación (6)) sin necesidad de utilizar las rutinas de cálculo de s_1 y s_d .

Modelaciones numéricas simplificadas del drenaje agrícola se pueden llevar a cabo imponiendo en los drenes condiciones de frontera tipo Dirichlet (carga hidráulica en la posición espacial del dren). En la nueva versión del programa de cómputo se incorporó esta condición de

frontera como una alternativa a la condición de radiación (6); se seleccionó la siguiente función, que depende de la variable independiente tiempo:

$$H(x_{dren}, t > 0) = a_d t + b_d t^{\frac{1}{2}} + c_d + d_d t^{-\frac{1}{2}} \quad (9)$$

Donde x_{dren} es la coordenada horizontal donde se ubica el dren; y a_d , b_d , c_d y d_d son coeficientes que se deben calcular a partir de mediciones que se tengan de la evolución de la carga hidráulica sobre el dren. La Ecuación (9) tiene la flexibilidad de describir comportamientos extremos de la carga sobre el dren, como el abatimiento y ascenso.

Por último, para realizar la simulación numérica con la Ecuación (1) debe definirse el estado inicial de la carga hidráulica en el sistema. En este trabajo se incluyó la opción de usar hasta un polinomio de tercer grado, que es función de la coordenada horizontal x :

$$H(x, t = 0) = a_p x^3 + b_p x^2 + c_p x + d_p \quad (10)$$

Donde a_p , b_p , c_p y d_p son coeficientes a determinar a partir de mediciones de la carga hidráulica en el sistema en el instante inicial de cálculo o simulación.

En la solución numérica del sistema (1)-(10) se empleó el método del elemento finito tipo Galerkin para la discretización espacial; un esquema de diferencias finitas para la discretización temporal; el

método iterativo de Picard para la linealización del sistema resultante, y un método de gradiente conjugado preconditionado de para la solución del sistema de ecuaciones algebraicas (Zavala *et al.*, 2014; Zienkiewicz, Taylor, & Zhu, 2013; Noor & Peters, 1987). El sistema de ecuaciones resultante de la discretización se programó en *Visual Basic* 2017.

Es conocido que cálculos simplificados de separación entre drenes y abatimiento del manto freático pueden ser realizados aplicando soluciones analíticas obtenidas para formas reducidas de la ecuación de Boussinesq (Ecuación (1)); por ejemplo, para régimen de flujo permanente se tiene la fórmula de Hooghoudt (1940), y en régimen transitorio las relaciones de Glover-Dumm (Dumm, 1954) y Fuentes *et al.* (1997), las cuales ya se incluían en la versión original del programa de cómputo y se retienen en la actualización.

Desarrollo de la interfaz gráfica

En la segunda versión del programa de cómputo *DRENAS*, se reprogramaron en *Visual Basic* 2017 todos los módulos de captura de información de la versión original; se desarrollaron bases de datos internas independientes de *Microsoft Access*; se desvinculó de *Microsoft Excel* el tratamiento de las gráficas, y se generó el archivo ejecutable para instalar *DRENAS* 2.0 en cualquier computadora que disponga de

sistema operativo *Windows* de 64 bits, e incluso se generó también la opción para sistemas *Windows* 32 bits.

El programa *DRENAS* 2.0 tiene dos módulos de cálculo: uno denominado soluciones analíticas y otro modelo numérico (Figura 1). El módulo soluciones analíticas tiene cuatro secciones: dos para realizar cálculos para condiciones de flujo de agua en régimen permanente usando la solución de Hooghoudt (1940) y dos para condiciones de flujo en régimen transitorio; uno para realizar cálculos con la solución de Dumm (1954) y el otro con la solución de Fuentes *et al.* (1997). En estas cuatro secciones se puede calcular la separación entre drenes o el módulo de drenaje. Respecto a la versión original del modelo *DRENAS*, en la versión 2.0 estas secciones fueron mejoradas, al incorporar las siguientes opciones: a) almacenamiento de las simulaciones realizadas en una base de datos interna; b) carga de ejemplos previos; c) generación de un reporte de la simulación y alternativa para exportarlo a un archivo pdf; d) La gráfica de resultados también puede ser exportada como imagen. Un ejemplo de una sección de cálculo del módulo de soluciones analíticas se presenta en la Figura 2.

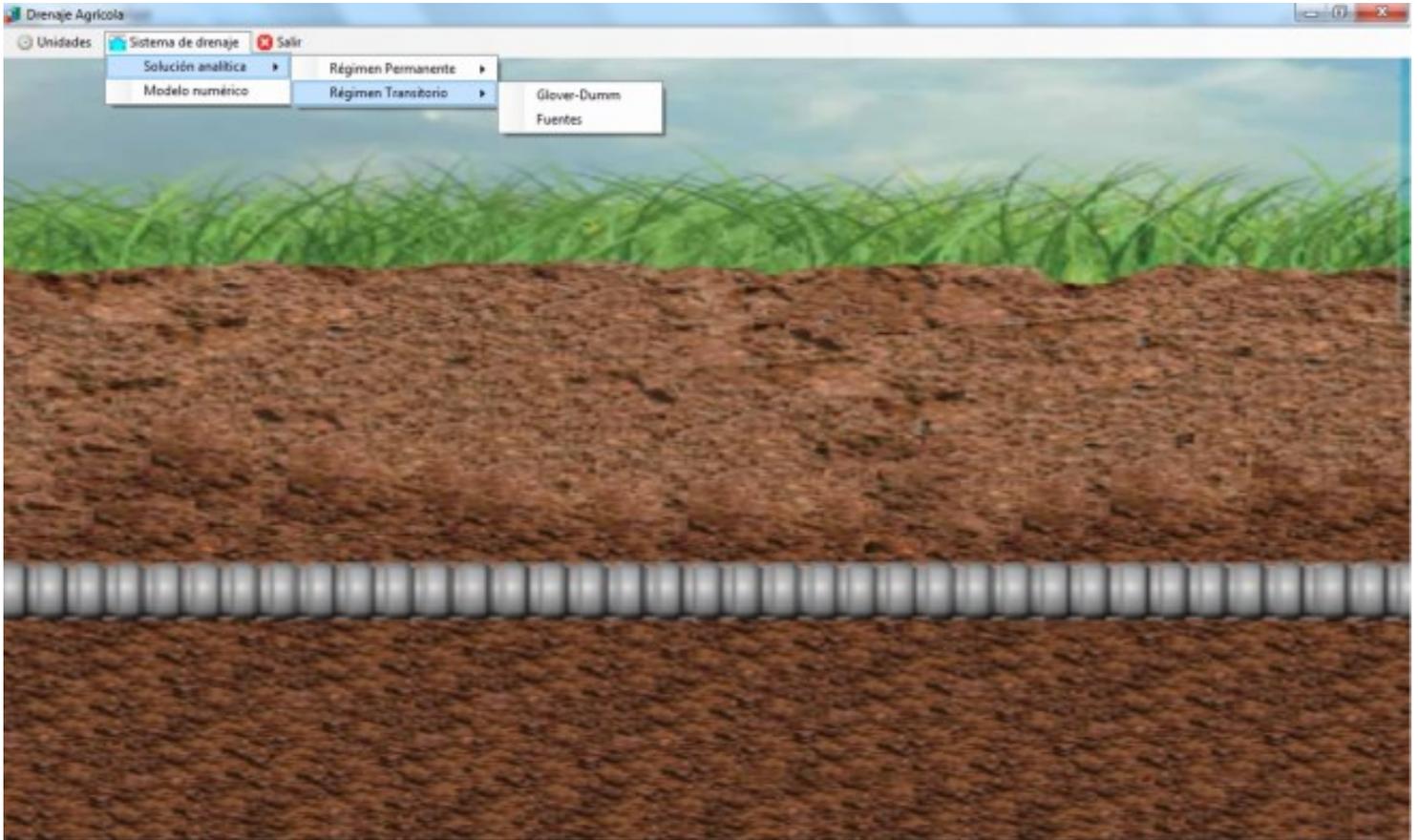


Figura 1. Pantalla general del programa *DRENAS 2.0*.

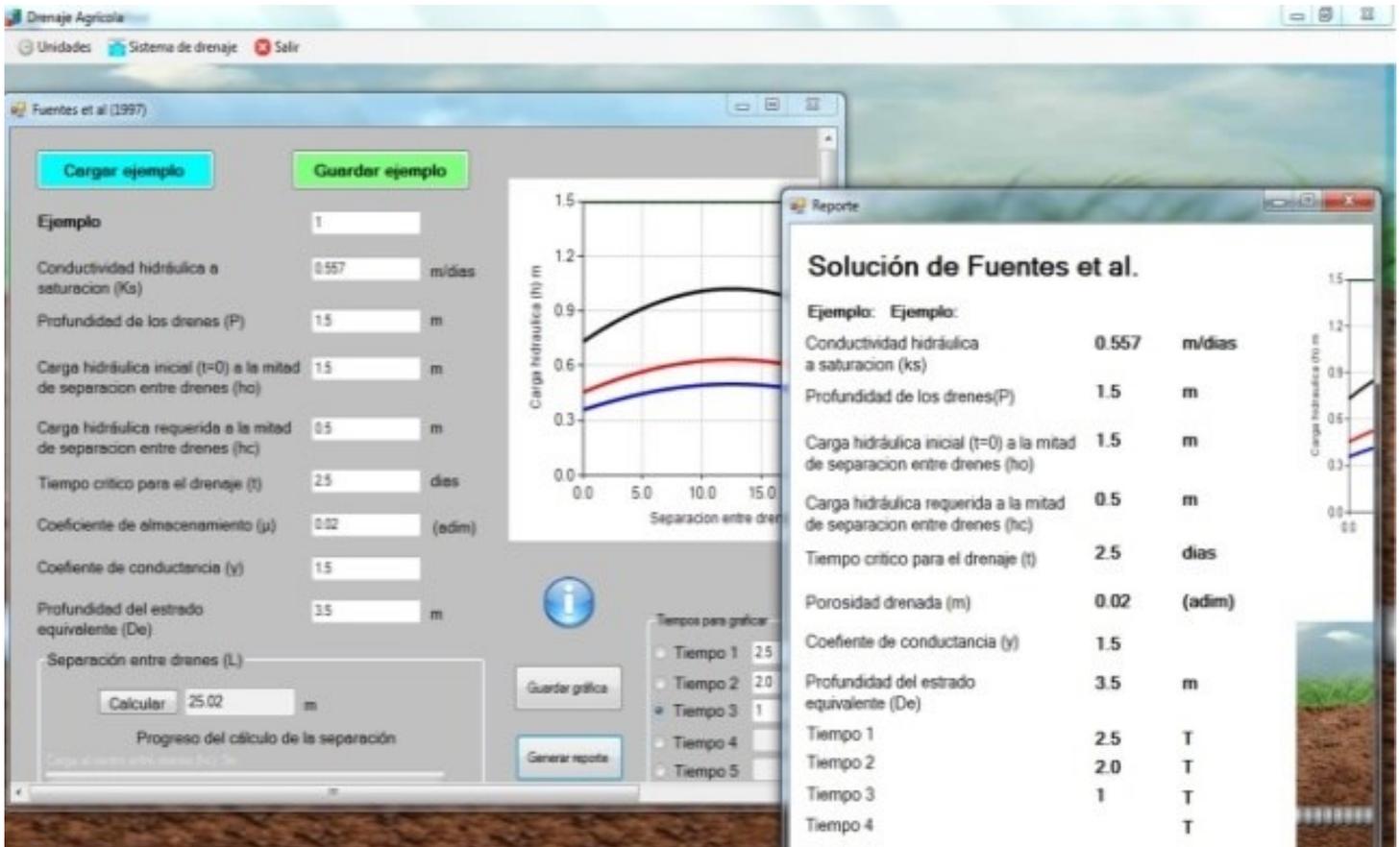


Figura 2. Una sección de cálculo del módulo soluciones analíticas.

El módulo de la solución numérica se programó en una forma *Tab Index* (en inglés), que contiene seis pestañas o secciones: las primeras cuatro están desarrolladas para la captura de datos referente al sistema de drenaje, características del dren, propiedades del suelo y datos necesarios para la simulación numérica, como son los relacionados con el control de tiempo, discretización espacial, condiciones límite y visualización gráfica de resultados; la quinta pestaña sirve para almacenar los datos del ejemplo en una base de datos interna, y la última pestaña contiene el botón para ejecutar la simulación numérica.

Las nuevas capacidades del módulo de simulación numérica de la versión 2.0 de *DRENAS* que se programaron se establecieron de la siguiente forma:

a) Primero de la base de datos de suelos *UNSODA* 2.0 (Nemes, Schaap, Leij, & Wösten, 2001) se seleccionaron las curvas experimentales de retención de humedad de 208 suelos reportados en la literatura; se ajustaron con la Ecuación (4), considerando las restricciones mecanicistas entre m y n antes descritas (Zavala, Saucedo, & Fuentes, 2018), y los resultados obtenidos se incluyeron en una base de datos interna del programa de cómputo para ponerlos a la disposición de los usuarios del mismo (Figura 3). Si se selecciona la opción de usar datos de esta base del programa, al elegir un suelo, las secciones de propiedades físicas, hidráulicas y coeficiente de almacenamiento se llenan automáticamente con sus parámetros correspondientes. La mejora a resaltar en esta nueva versión es que se pueden manejar las relaciones entre m y n de los modelos de Burdine, poro neutro, poro geométrico y poro grande (Figura 4).

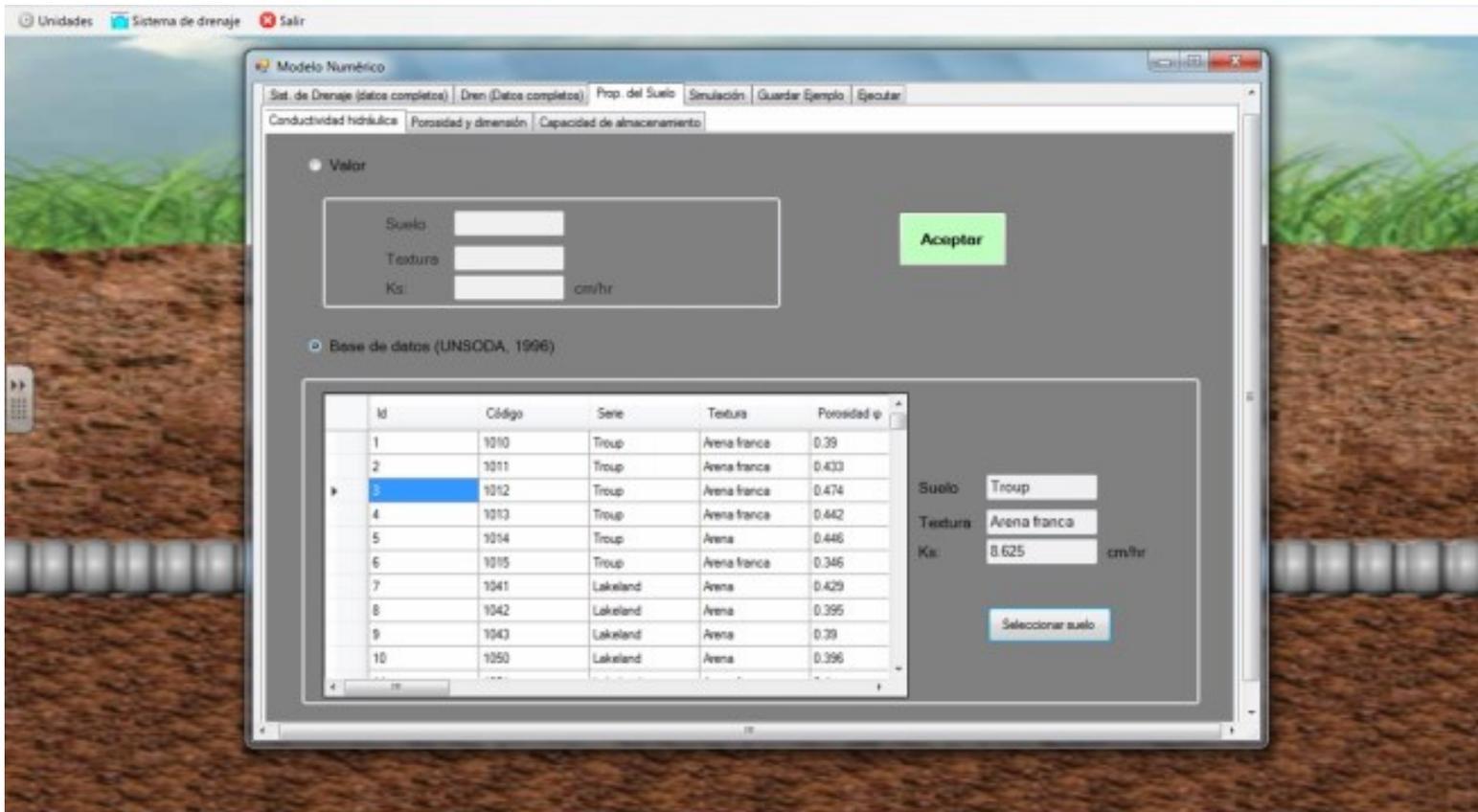


Figura 3. Módulo numérico: base *UNSCODA* ampliada.

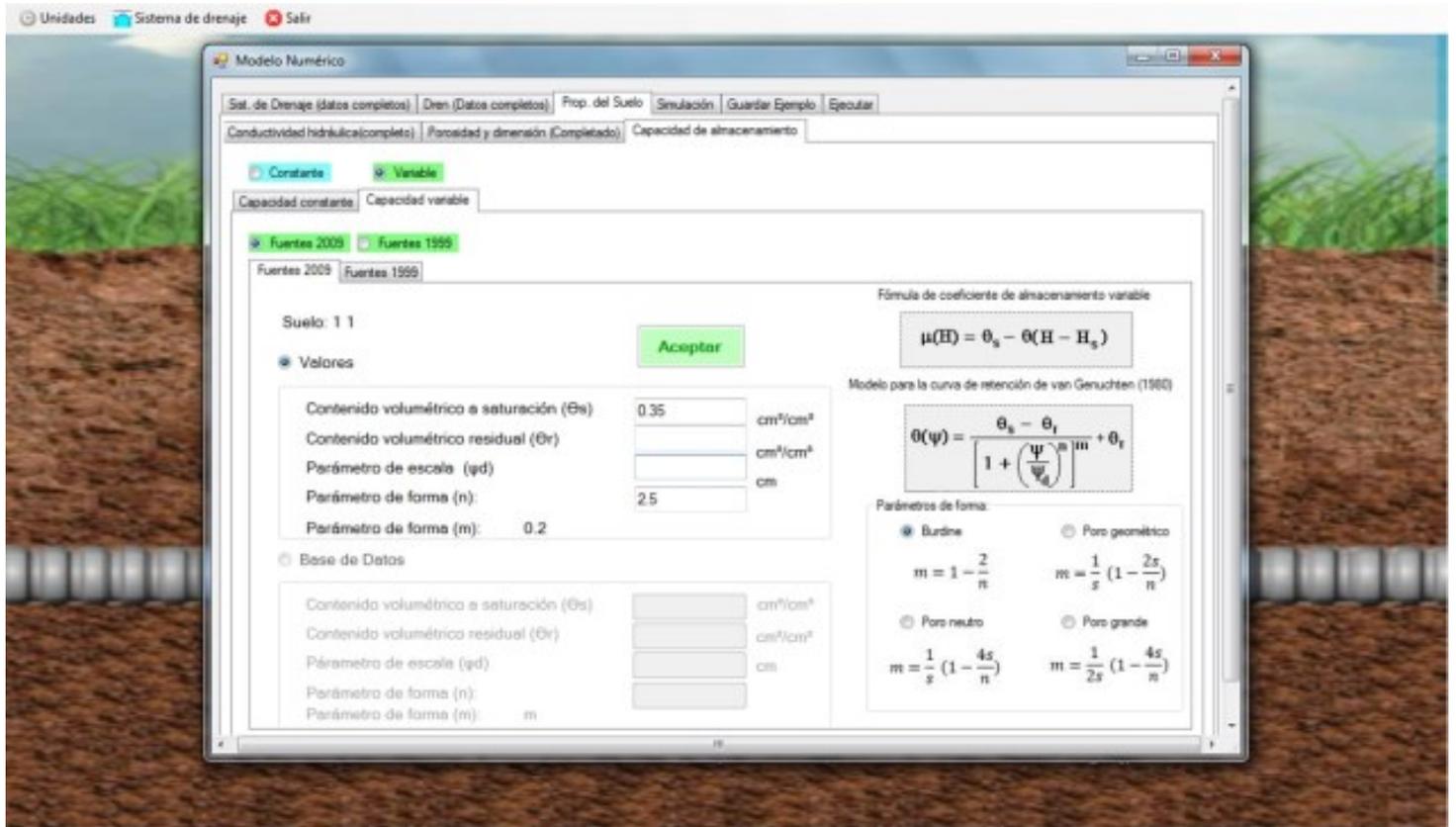


Figura 4. Módulo numérico: propiedades suelo-agua.

b) En la solución numérica de la ecuación de Boussinesq se incorporó el término de recarga $R_w(t)$ como una función del tiempo (Ecuación (2)); se realizaron las modificaciones de programación necesarias para poder imponer en los drenes la condición de frontera tipo Dirichlet (Ecuación (9)), y se programó también la condición inicial tipo polinomio cúbico (Ecuación (10)). En la Figura 5 se presenta la nueva sección desarrollada para incluir estas tres condiciones.

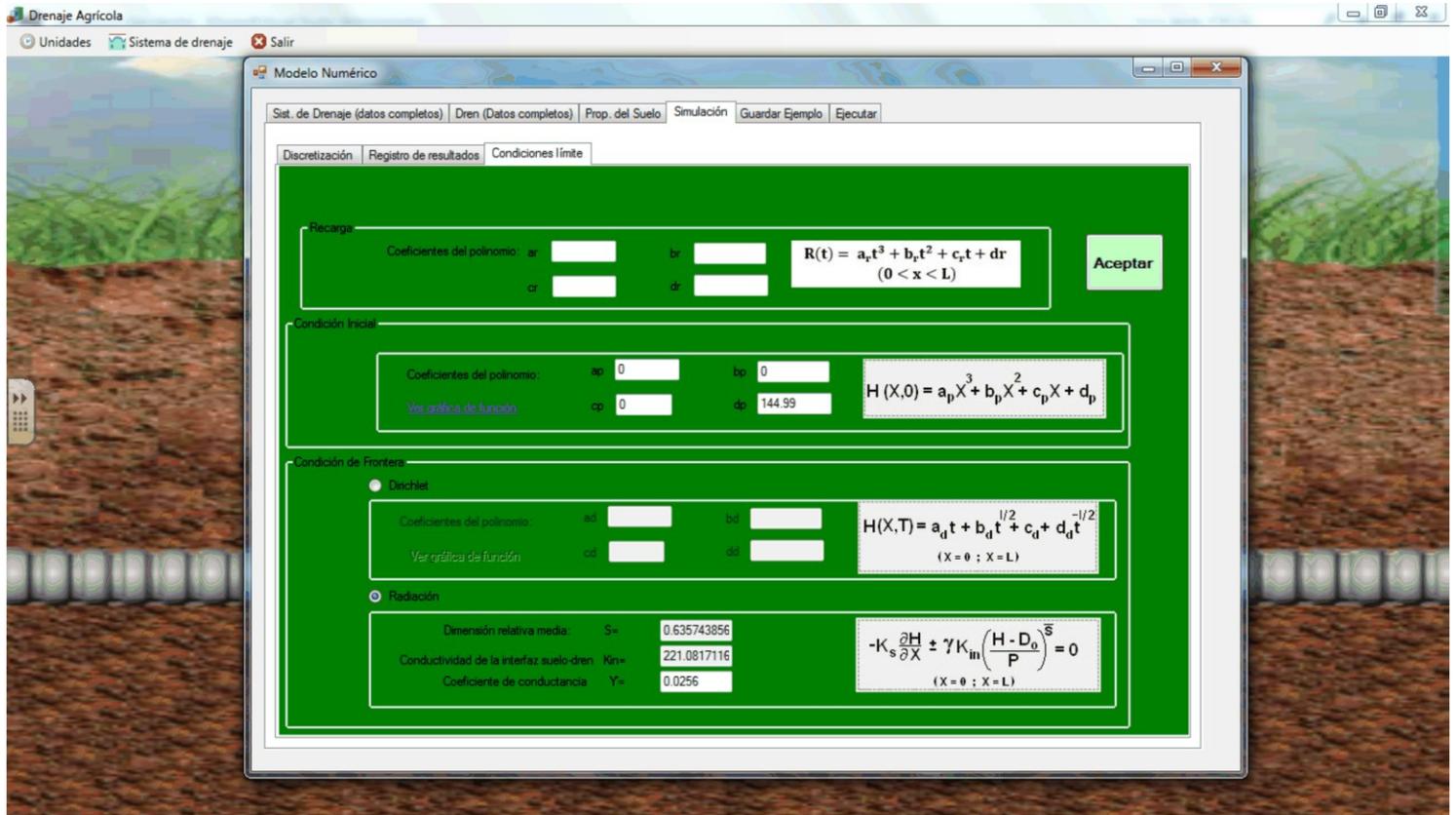


Figura 5. Módulo numérico: condiciones límite y recarga.

c) Se desarrolló una nueva sección para registrar los datos de la simulación, cargar datos para comparar simulaciones y para seleccionar el tipo de gráfica a visualizar en tiempo real que no depende de programas externos (Figura 6).

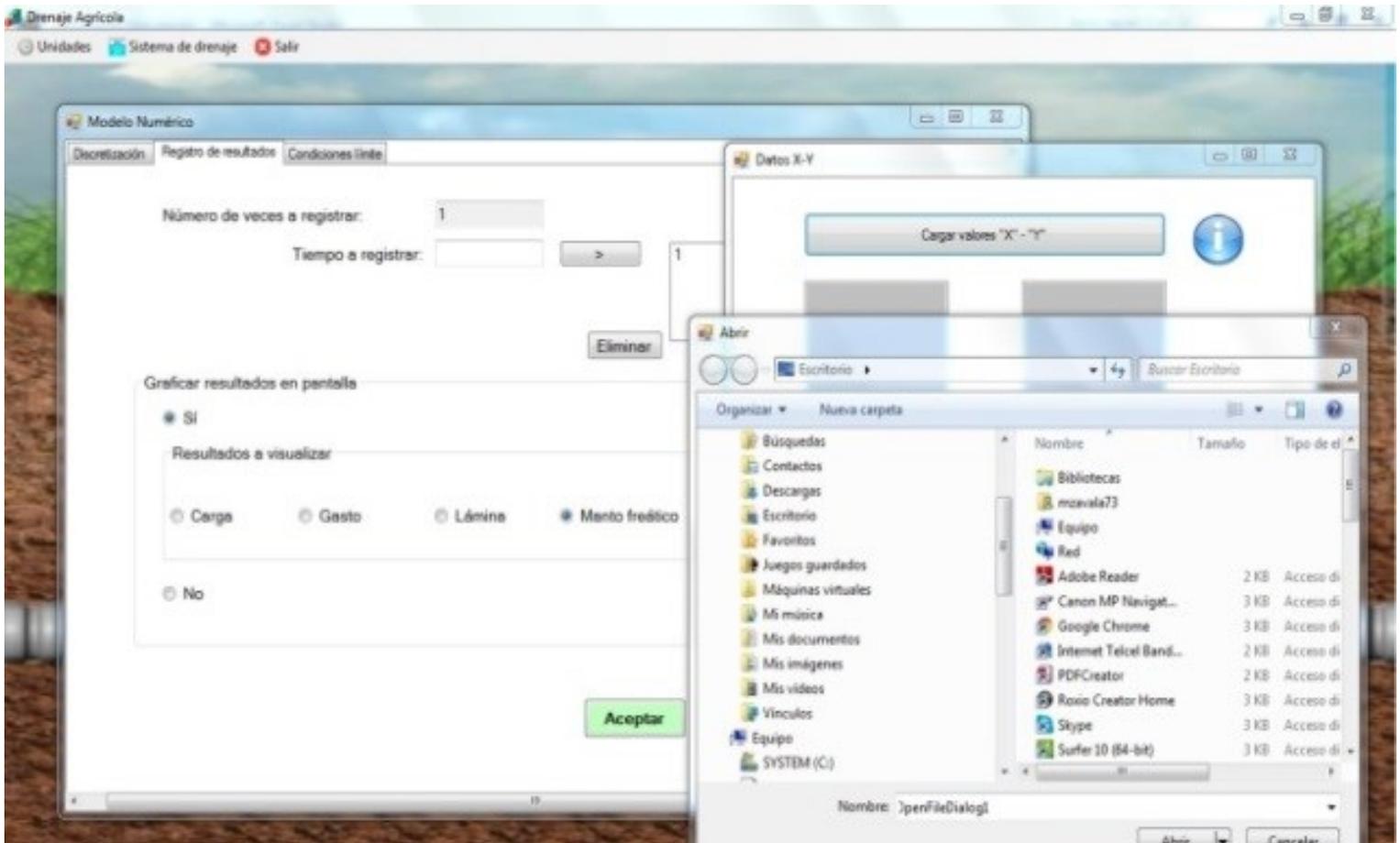


Figura 6. Módulo numérico: gráficas de la simulación.

Resultados y discusión

Los resultados del programa de cómputo se compararon contra resultados externos (solución analítica y una prueba de drenaje en laboratorio) para detectar y corregir errores de programación, así como revisar la consistencia de las soluciones codificadas.

Validación 1

Se seleccionó la solución analítica del tipo Hooghoudt presentada en Fragoza *et al.* (2003), que considera radiación lineal ($\bar{s} = 0.5$ en la Ecuación (6)) en los drenes para describir la evolución de la superficie libre en un sistema de drenaje subterráneo con recarga constante (R_o) y flujo de agua en régimen permanente:

$$H^2(x) = H_c^2 + (R_o/K_s)x(L - x) \quad (11)$$

donde H_c es la carga hidráulica al centro entre drenes. Si se define $h(x,t) = H(x,t) - D_o$ y considera la condición de radiación lineal se tiene:

$$h_d = \left[\sqrt{(4 + \gamma)^2 D_o^2 + 8(2 + \gamma)h_c(h_c + 2D_o)} - (4 + \gamma)D_o \right] / [2(2 + \gamma)] \quad (12)$$

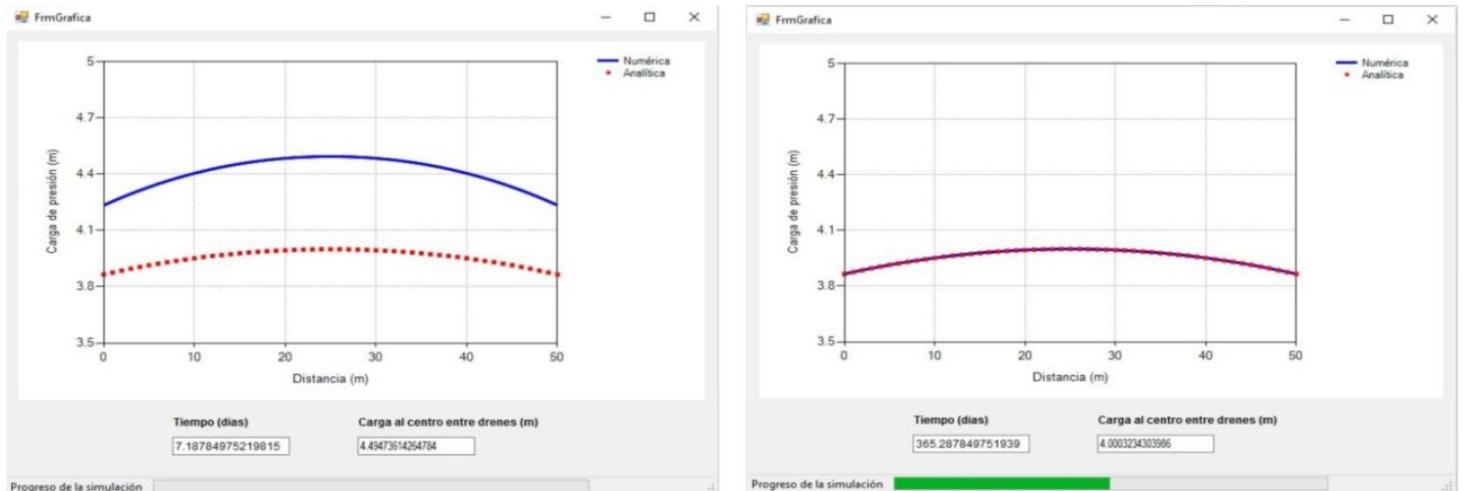
donde h_d es la carga hidráulica sobre el dren ($x=0$ y $x=L$); D_o es el espesor del acuífero; y γ el coeficiente de conductancia de la condición de radiación lineal que se usa en los drenes. Analizando la Ecuación (2) se tiene para este caso que $a_r=b_r=c_r=0$ y $d_r=R_o$.

Los datos del sistema de drenaje son los reportados por Fragoza *et al.* (2003), derivados de un experimento de campo realizado en el distrito de riego 076 Valle del Carrizo, Sinaloa. El sistema de drenaje evaluado tiene una separación entre drenes $L = 50$ m, profundidad media de los drenes $P = 1.5$ m, profundidad del estrato impermeable $D_o = 3.5$ m, elevaciones del estrato impermeable y de la superficie del suelo $H_i=0.0$ m y $H_s=5.0$ m. La parcela tiene suelo de textura arcillosa, con una conductividad hidráulica a saturación de $K_s = 0.557$ m/d, y el coeficiente de almacenamiento $\mu = 0.1087$. Se asume $\gamma = 1.5$ y $h_c = 0.5$ m. Con la Ecuación (12) se tiene $h_d = 0.365$ m y el valor de recarga obtenido con la condición para régimen permanente donde la descarga por el dren es igual a la recarga, $R_o = 0.000944$ m/d. Con estos valores se aplicó la Ecuación (11) para obtener la distribución espacial de la carga hidráulica a lo largo de la separación entre drenes.

Se reprodujo con el programa de cómputo el escenario descrito, modelándose el proceso transitorio flujo de agua en el sistema hasta alcanzar el régimen estacionario, el cual corresponde al descrito con la solución analítica. Se asumió la condición inicial de carga hidráulica constante $H(x, t=0) = 4.50$ m (por tanto, $a_p = b_p = c_p = 0$ y $d_p = 4.50$ m en la Ecuación (10)) y para tener las mismas condiciones de la solución analítica, en el programa se usó la condición de frontera de radiación lineal, $\bar{s} = 0.5$ en la Ecuación (6). Se consideró la hipótesis de igualdad

entre la conductividad del suelo y la de la pared del dren $K_s = K_d$, lo cual genera $K_{in} = K_s = K_d$. Se reinterpretó el valor del coeficiente de conductancia reportado por Fragoza *et al.* (2003), para adaptarlo a la forma de radiación que se maneja en *DRENAS 2.0*, obteniéndose $\gamma = 0.045$. La discretización espacial se realizó con el número de nodos $N = 1000$ ($\Delta x = 0.05$ m), y en la discretización del tiempo se usó $\Delta t_{ini} = 1.157E-05$ d, $\Delta t_{max} = 6.94E-04$ d, y $\Delta t_{min} = 1.157E-06$ d. El tiempo de simulación fue de 720 días.

En la Figura 7 (a y b) se presentan los resultados de la evolución del manto freático a la semana y al año de drenaje libre. Se observa que la solución numérica tiende a la solución analítica conforme avanza el tiempo y la reproduce de forma correcta. Esta comparación es una evidencia de que los módulos de captura de información de la solución numérica del programa y en particular el módulo de cálculo que maneja el término de la recarga vertical, condición inicial y condición de frontera, operan bien y están libres de errores de programación; también se observa que las series simuladas son estables y libres de oscilaciones numéricas.



a) Primera semana de drenaje

b) Un año de drenaje

Figura 7. Simulación de un escenario de drenaje agrícola (coeficiente de almacenamiento constante y recarga vertical constante).

Validación 2

Zavala, Fuentes & Saucedo (2004) realizaron un experimento en un módulo de drenaje en el que se instalaron dos drenes de 30 cm de longitud (l_D) y 5 cm de diámetro (D_D), con $N_o = 233$ perforaciones circulares de diámetro $d_o = 0.158$ cm, distribuidas de modo uniforme en la superficie de cada tubo. Las dimensiones de cada dren: $L = 100$ cm, $P = 120$ cm y $D_o = 25$ cm. El módulo se llenó con suelo de textura arenosa, que se saturó aplicando una carga de agua constante en la

superficie del suelo hasta eliminar el aire. Con los drenes tapados se removió el exceso de agua en la superficie y se cubrió para eliminar la evaporación. Por último, se destaparon los drenes y se midió durante 10 días (240 horas) el volumen de agua drenado; se debe notar que la condición inicial corresponde a $H(x,0) = P + D_o$ ($d_p = 145$ cm en la Ecuación (10) y el resto de sus coeficientes son nulos) y la recarga es nula ($R_w = 0$ en la Ecuación (2)).

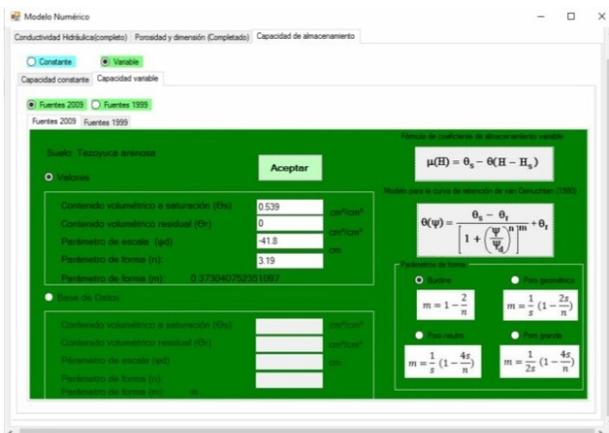
La porosidad del suelo fue $\Phi_1 = 0.5396$ cm³/cm³, y con este valor se resolvió la Ecuación (7), obteniéndose $s_1 = 0.7026$. El valor de la conductividad hidráulica a saturación reportado es $K_s = 18.3$ cm/h. El coeficiente de almacenamiento del acuífero descrito con la Ecuación (5) para los parámetros $\theta_s = \Phi_1$, $\theta_r = 0$, $\psi_d = -41.8$ cm y $n = 2/(1-m) = 3.19$ (restricción de Burdine, 1953).

La porosidad areal del dren es $\mu_{areal_d} = A_o/A_d = 0.0097$ cm²/cm² y al resolver la Relación (8) se tiene $s_d = 0.5688$. Con el radio hidráulico de los orificios circulares de la pared del dren $R_{HD} = 0.0395$ cm, la viscosidad cinemática del agua $\nu = 36$ cm²/h se aplica la ley de Poiseuille para calcular la conductividad de la pared del dren $K_d = 2,670.8$ cm/h. Los valores de la conductividad en la interfaz suelo-dren y la dimensión relativa son $K_{in} = 221.08$ cm/h y $\bar{s} = 0.6357$. El coeficiente γ de la radiación fractal reportado por Zavala *et al.* (2004) se reinterpretó para adaptarlo a la forma de radiación que se maneja en DRENAS 2.0 (Ecuación (6)), obteniéndose $\gamma = 0.0749$.

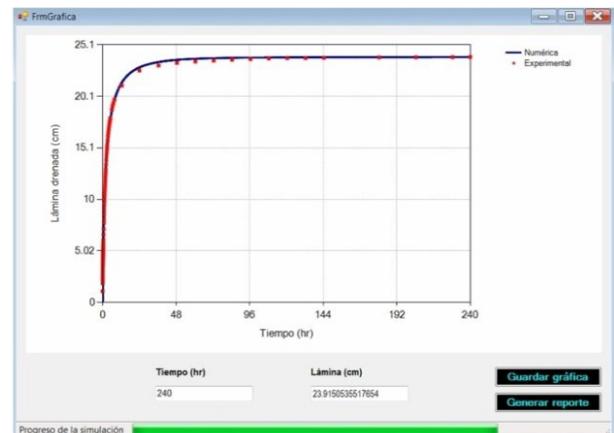
El coeficiente de almacenamiento variable y la condición inicial de saturación total del medio poroso originan que la simulación deba ser ejecutada empleando pasos de tiempo pequeños al inicio de la misma,

lo cual minimiza problemas de convergencia y estabilidad numérica. Los pasos de tiempo utilizados son $\Delta t_{ini} = 2.77E-04$ h, $\Delta t_{ini} = 2.77E-05$ h y $\Delta t_{max} = 0.2$ h. El número de nodos para discretizar el espacio es de 200.

En la Figura 8 (a y b) se presenta, respectivamente, el proceso de captura de datos de la simulación y la evolución de la lámina drenada. En la Figura 8b se puede observar que el programa de cómputo reproduce de manera satisfactoria los datos experimentales de lámina drenada, teniéndose una solución numérica estable y libre de oscilaciones, lo cual es un indicador de que el módulo de coeficiente de almacenamiento variable trabaja de forma correcta. Los pasos de tiempo y espacio utilizados en la simulación son adecuados, ya que la lámina drenada total calculada (23.915 cm) difiere de la lámina medida (23.92 cm) en sólo 0.03%.



a) Captura de información:
coeficiente de almacenamiento variable



b) Láminas drenada
experimental y simulada

Figura 8. Simulación de un escenario de drenaje agrícola (coeficiente de almacenamiento variable, recarga nula y condición de radiación fractal en los drenes).

Conclusiones

La nueva versión del programa de cómputo *DRENAS* (versión 2.0) es útil para describir el funcionamiento hidráulico de drenes subterráneos, para diseñar un sistema de drenaje y resolver problemas inversos de caracterización hidrodinámica de suelos a partir de eventos de drenaje. Esta versión de la herramienta computacional incorpora las siguientes funciones: a) bases internas para almacenar los datos ingresados en cada uno de los ejemplos que se analizan; b) base de suelos *UNSODA*, ampliada con parámetros para los modelos de conductividad hidráulica y retención de humedad del poro neutro, poro de la media geométrica y poro grande; c) opción para representar la recarga o descarga del acuífero como una función del tiempo; d) opción para representar la condición inicial de la carga hidráulica como función del espacio y usar condiciones tipo Dirichlet en los drenes variables en el tiempo; e) genera reportes de las simulaciones y permite exportar las gráficas de resultados. La visualización gráfica de las modelaciones evita la dependencia de programas externos, y se ejecuta sobre sistemas operativos *Windows* de 32 y 64 bits.

Referencias

- Burdine, N. T. (1953). Relative permeability calculation from size distribution data. *Petroleum transactions, AIME*, 198, 71-78.
- Dumm, L. D. (1954). New formula for determining depth and spacing of subsurface drains in irrigated lands. *Agricultural Engineering*, 35, 726-730.
- Falconer, K. (2014). *Fractal geometry: Mathematical foundations and applications*. New York, USA: Wiley, John Wiley & Sons, Ltd.
- Fragoza, F., Fuentes, C., Zavala, M., Zatarain, F., Saucedo, H., & Mejía, E. (2003). Drenaje agrícola con capacidad de almacenamiento variable. *Ingeniería Hidráulica en México*, 18(3), 81-93.
- Fuentes, C., Namuche, R., Rendón, L., Patrón, R., Palacios, O., Brambila, F., & González, A. (1997). Solución de la ecuación de Boussinesq del régimen transitorio en el drenaje agrícola bajo condiciones de radiación: El caso del Valle del Carrizo, Sinaloa. *Memorias del VII Congreso Nacional de Irrigación*, Hermosillo, Sonora, del 22 al 27 de octubre.
- Fuentes, C., Brambila, F., Vauclin, M., Parlange, J.-Y., & Haverkamp, R. (2001). Modelación fractal de la conductividad hidráulica de los suelos no saturados. *Ingeniería Hidráulica en México*, 16(2), 119-137.
- Fuentes, C., Zavala, M., & Saucedo, H. (2009). Relationship between the storage coefficient and the soil-water retention curve in subsurface agricultural drainage systems: Water table drawdown. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering, ASCE*, 135(3), 279-285, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2009)135:3(279)

- Hooghoudt, S. (1940). Bijdragen tot de Kennis van eenige Natuurkundige Grootheden van de Grond. *Verslagen and Landbouwkundige Onderzoekingen*, 46(14), 515-707.
- Mandelbrot, B. B. (1982). *The fractal geometry of nature*. New York, USA: W.H. Freeman and Company.
- Nemes, A., Schaap, M. G., Leij, F. J., & Wösten, J. H. M. (2001). Description of the unsaturated soil hydraulic database UNSODA version 2.0. *Journal of Hydrology*, 251(3-4), 151-162, DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00465-6
- Noor, A. K., & Peters, J. M. (1987). Preconditioned conjugate gradient technique for the analysis of symmetric anisotropic structures. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, 24(11), 2057-2070, DOI: 10.1002/nme.1620241104
- Ritzema, H. P. (2006). *Drainage principles and applications*. Wageningen, Netherlands: Alterra-ILRI.
- Van Genuchten, M. Th. (1980). A close-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of American Journal*, 44(5), 892-898. DOI: 10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x
- Zavala, M., Fuentes, C., & Saucedo, H. (2004). Radiación fractal en la ecuación de Boussinesq del drenaje agrícola. *Ingeniería hidráulica en México*, 19(3), 103-111.
- Zavala, M., Fuentes, C., & Saucedo, H. (2007). Non-linear radiation in the Boussinesq equation of the agricultural drainage. *Journal of*

Hydrology, 332(3-4), 374-380. DOI:
10.1016/j.jhydrol.2006.07.009

Zavala, M., Saucedo, H., & Fuentes, C. (2014). Programa de cómputo para analizar la dinámica del agua en sistemas de drenaje agrícola subterráneo. *Agrociencia*, 48(1), 71-85.

Zavala, M., Saucedo, H., & Fuentes, C. (2018). Modelos analíticos fractales para las propiedades hidráulicas de suelos no saturados. *Agrociencia*, 52(8), 1059-1070.

Zienkiewicz, O. C., Taylor, R. L., & Zhu, J. Z. (2013). *The finite element method: Its basis and fundamentals*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-08

Notas

**Evaluación ecotoxicológica de aguas residuales
industriales del Centro de Bioactivos Químicos (Santa
Clara, Cuba) en *Artemia* sp.**

**Ecotoxicological evaluation of wastewaters from
Centro de Bioactivos Químicos (Santa Clara, Cuba) in
Artemia sp.**

Osmany Marrero¹, ORCID: 0000-0003-1508-6014

Zoe Castañedo²

Yaset Rodríguez³, ORCID: 0000-0003-3937-2031

Edisleidy Aguila⁴

Mirieisy Seijo⁵

Alex Alberto Dueñas⁶, ORCID: 0000-0002-8603-0694

¹Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
omarrero@uclv.edu.cu

²Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
zoec@uclv.cu

³Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
yasetrodriguezrodriguez@gmail.com

⁴Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
eaguila@uclv.edu.cu

⁵Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
mirieisys@uclv.edu.cu

⁶Facultad de Ciencias Zootécnicas, Universidad Técnica de Manabí,
Portoviejo, Manabí, Ecuador, alduri81@hotmail.com

Autor para correspondencia: Osmany Marrero, omarrero@uclv.edu.cu

Resumen

La investigación y el desarrollo de bioensayos en la estimación y caracterización de la contaminación es un medio eficaz en la valoración de los potenciales efectos ecotóxicos de las aguas residuales sobre los organismos que habitan los ecosistemas. Estos estudios han contribuido a su amplia utilización en el biomonitoreo de residuos de sustancias químicas al ser liberadas al medio ambiente. El trabajo tuvo como objetivo evaluar los efectos sobre larvas de *Artemia* sp. de aguas residuales sin tratar y procesadas en una planta de tratamiento de aguas residuales, anexa a la planta de producción del Centro de Bioactivos Químicos (CBQ), en Santa Clara, Cuba. Dicha agua residual fue generada en el proceso de producción del ingrediente farmacéutico activo (IFA) furvina y sus compuestos intermedios. Poblaciones de larvas de *Artemia* sp. se expusieron a concentraciones seleccionadas de las dos muestras de aguas residuales, en tiempos de exposición de 24 horas. El valor de CL₅₀ de las dos muestras sólo se estimó debido a que las aguas sin tratamiento produjeron mortalidad total en las cinco concentraciones estudiadas; las aguas tratadas no produjeron mortalidad en las cinco diluciones ensayadas. Se demuestra la detoxificación de las aguas residuales medida a través de la especie bioindicadora ambiental *Artemia* sp.

Palabras clave: *Artemia* sp., ecotoxicología, toxicidad, aguas residuales.

Abstract

The investigation and development of bioassays in the estimation and characterization of the contamination is an effective mean in the evaluation of the potential ecotoxic effects of residuals on the organisms that inhabit the aquatic ecosystems. These studies have contributed to its wide use in biomonitoring of chemical residues when they were released into the environment. The objective of this study was to evaluate the effects of untreated and processed wastewater in a waste treatment plant on *Artemia* sp. larvae, annexed to the production plant of the Chemical Bioactive Center (CBQ) (Santa Clara, Cuba). These residues were generated in the production process of the Active Pharmaceutical Ingredient (IFA) Furvina and its intermediates. Populations of *Artemia* sp. larvae were exposed to selected concentrations of two wastewater samples at 24 hour exposure times. The LC₅₀ value of the two samples was only estimated because the untreated waters produced total mortality in the five concentrations studied, and the treated waters did not produce mortality in the five dilutions tested. The detoxification of the waste water was demonstrated through the environmental bioindicator species *Artemia* sp.

Keywords: *Artemia* sp., ecotoxicology, toxicity, sewage water.

Recibido: 10/02/ 2017

Aceptado: 31/05/2019

Introducción

El desarrollo industrial induce una fuerte reactivación socioeconómica y mejoras en la calidad de vida de la población; sin embargo, puede provocar importantes modificaciones que ocasionan el desequilibrio de ecosistemas, diversas formas de contaminación, y otros problemas ambientales y sociales (Suárez & Molina, 2014).

Las aguas residuales industriales son una de las fuentes de gran impacto en esta problemática. Dependiendo de la actividad industrial será el grado de la carga contaminante; por ende, hay vertimientos que son potencialmente contaminantes a nivel de metales pesados o cargas químicas; otros, que presentan alta carga orgánica, y en unos más se tiene la presencia de sólidos suspendidos. Esta carga contaminante afecta el lugar después de vertidos, ya sea en alcantarillados o cuerpos de agua, sobrepasando los parámetros establecidos por la normatividad; también hay procesos donde se tratan estas aguas residuales, reduciendo el impacto al ambiente (Pardo, 2012; EPA, 2004).

El Programa del Sistema Nacional de Eliminación de las Descargas Contaminantes de EUA ha implementado, para garantizar la protección de la vida acuática, una serie de bioensayos o pruebas biológicas agudas y crónicas, que incluyen algas, peces e invertebrados tanto de agua dulce como marina (EPA, 2002a; EPA,

2002b); todas las pruebas pasaron por una evaluación exhaustiva, que concluyó con la publicación en 2002 de los protocolos actualmente aceptados (EPA, 2002a; EPA, 2002b), los cuales son utilizados para evaluar la toxicidad de los efluentes y así calcular la dilución que debe aplicárseles para poder ser descargados en los ecosistemas acuáticos.

Artemia sp., uno de los organismos medidores ambientales, es una especie que por sus ventajas se ha ido utilizando cada vez más como organismo de prueba en investigaciones fundamentales y aplicadas de ecotoxicología (ICT, 2002; Pino & Jorge, 2010; Manfra, Savorelli, Pisapia, Magaletti, & Cicero, 2012).

El Centro de Bioactivos Químicos (CBQ), en Santa Clara, Cuba, es un centro de investigación y desarrollo para obtener nuevos productos de uso en la agricultura, ganadería y humanos. Su principal renglón productivo es el ingrediente farmacéutico activo furvina (1-(5-bromo-fur-2-il)-2-bromo-2-nitroetano), el cual, durante su proceso de obtención, genera varios flujos de residuos, que son procesados en una planta de tratamiento de aguas residuales, con el fin de disminuir los niveles de contaminantes. Los tratamientos se basan en procesos químico-físicos, como la dilución y neutralización, para disminuir el carácter tóxico de los flujos de residuos concentrados (Martínez, Van der Bruggen, Negrin, & Alconero, 2012). Al finalizar dichos procesos, estas aguas son guiadas por la red de alcantarillado, para el depósito final en una laguna de oxidación.

Por otra parte, tales residuos se deben verter cuando los niveles de contaminantes estén en los rangos de los parámetros de calidad establecidos en la Norma Cubana sobre Vertimiento de Aguas Residuales a las Aguas Terrestres y el Alcantarillado (Oficina Nacional de Normalización, 2012).

En la actualidad, se desconoce el impacto de estas aguas residuales en las diferentes formas de vida. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el riesgo ecotoxicológico de las aguas residuales de la producción de furvina, mediante la evaluación en el ensayo de toxicidad aguda en larvas de *Artemia* sp.

Materiales y métodos

Se realizó un ensayo de toxicidad aguda en *Artemia* sp., empleando la metodología Artoxkit (2003) y la guía ICT (2002). Se procedió a la obtención de larvas de *Artemia* sp. a partir de huevos desecados obtenidos de Argent Chemical Laboratories, Washington, EUA, que garantizaron las óptimas condiciones de eclosión y poblaciones homogéneas de nauplios.

Los huevos desecados fueron hidratados en placas de Petri mediante inmersión en agua destilada a una temperatura de 15 °C, manteniéndolos bajo estas condiciones durante un período de una hora en oscuridad. Transcurrido ese tiempo, aquellos huevos que flotaban se desecharon, y el resto se transfirió a una probeta de decantación que contenía agua de mar artificial (AMA), con una fuente de luz de unos 1 000 Lux y burbujeo continuo. Transcurridas 24 horas de la incubación de los huevos en el medio salino reconstituido, se obtuvo una amplia población de nauplios libres, que se emplearon para la prueba de toxicidad.

Preparación del AMA

El agua de mar artificial se preparó a partir de una mezcla de sales según la fórmula de Dietrich y Kalle (1957): 23 g de NaCl; 11g de $MgCl_2 \times 6H_2O$; 4 g de Na_2SO_4 ; 1.3 g de $CaCl_2 \times 2H_2O$, y 0.7 g de KCl. Dichas sales se disolvieron en un litro de agua destilada y se ajustó el pH de la solución a 9.0 con Na_2CO_3 , alcanzando una concentración de 35% y una densidad de 1.022-1.024 g/l. El agua así reconstituida después se aireó y removió mediante un sistema de aireación durante 24 horas, para conseguir las condiciones apropiadas de oxígeno y dióxido de carbono.

Preparación de la sustancia de ensayo

Las muestras procedieron de la planta de tratamiento de aguas residuales del proceso productivo de la Furvina en el CBQ, tomadas en dos puntos diferentes: en las aguas residuales sin tratamiento antes de ingresar a dicha planta (P1), y en la descarga de vertimiento de la planta (P2) a la alcantarilla de drenaje o efluente de dicha planta hacia la red de desagüe; se colectaron el mismo día del ensayo. Para ello, se tuvieron en consideración las técnicas de

muestreos de aguas establecidas. A las aguas finales para vertimiento se les determinaron diversos parámetros químico-físicos (temperatura, pH, sólidos sedimentables, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno y fósforo totales), a temperatura de 20 °C y por triplicado, según los procedimientos descritos por la *American Public Health Association (APHA-AWWA-WEF, 2012)*.

Estudio de toxicidad aguda

Se conformaron seis grupos para cada muestra de agua en estudio, utilizando concentraciones decrecientes de cada una de las muestras ensayadas (Tabla 1). Para ello se diluyó el agua problema en AMA, en proporción 1:10, en cinco diluciones sucesivas por cada muestra problema. Se tomaron 9.9 ml de cada dilución y se vertieron a placas de Petri. Se conformaron tres réplicas para cada concentración.

Tabla 1. Diseño de estudio de toxicidad de aguas residuales de la planta de producción del CBQ en larvas de *Artemia* sp.

Muestra	Réplica (núm. de larvas)	Diluciones ensayadas (%)
P1	10	100, 10, 1, 0.1,
	10	

	10	0.01
P2	10	100, 10, 1, 0.1, 0.01
	10	
	10	
Control	10	-
	10	
	10	

Un conjunto de 10 larvas de *Artemia* se introdujo en cada una de las placas, utilizando una micropipeta de volumen máximo de 100 μ l, realizando una confirmación posterior a su traslado, bajo lupa binocular, para asegurarse de que cada placa tuviera el número exacto de larvas y obtener un volumen de trabajo total de 10 ml. Se preparó un grupo control con 10 ml de AMA como patrón de comparación bajo similares condiciones de los grupos experimentales.

Las placas fueron incubadas a 25 °C en un local climatizado, en ambiente de oscuridad y durante 24 horas, sin alimentar los organismos. Posteriormente se hizo la lectura de cada placa bajo lupa binocular, contabilizando el número de larvas vivas y muertas en cada una de ellas. Se consideró que una larva estaba muerta cuando no exhibía ningún tipo de movimiento durante un periodo de observación de 10 segundos. Para la validez del ensayo, se consideró que los datos obtenidos en las placas controles fueran iguales o superaran 90% de supervivencia de larvas durante el experimento. Los resultados obtenidos fueron tabulados y procesados mediante análisis Probit en *SPSS® 19.0 software* (IBM® Corp., New York, EUA), obteniendo el valor de la CL_{50} con un intervalo de confianza de 95%.

Los resultados de mortalidad de los dos puntos de muestreo de aguas residuales se compararon mediante el ensayo paramétrico ANOVA de dos colas por compararse dos puntos de muestreos (factor 1) y cinco diluciones (factor 2). Este análisis se hizo con el paquete estadístico *STATISTICA10.0*.

Resultados y discusión

La Tabla 2 muestra los resultados de los parámetros químico-físicos determinados a la muestra de agua residual tratada en la planta de tratamiento de aguas residuales del CBQ.

Tabla 2. Composición químico-físico de las aguas residuales tratadas del proceso productivo de furvina.

Parámetros	Valor experimental	LMP NC 27: 2012*
Temperatura (°C)	32.53	< 50
pH	7.34	6-9
Sólidos sedimentables (ml/l)	0	< 10
Conductividad eléctrica, CE (µS/cm)	2342	< 4 000
Sólidos totales disueltos	1 171	

(mg/l)		
Demanda química de oxígeno (DQO) (mg/l)	243.38	< 700
Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅) (mg/l)	94.69	
Nitrógeno total N _T (mg/l)	1	< 20
Fósforo total P _T (mg/l)	1.24	10
Materia flotante	No presente	No presente

LMP: límite máximo permisible.

*Oficina Nacional de Normalización (2012).

Como se observa, los resultados de todas las determinaciones cumplen con el límite máximo permisible (LMP) según la norma cubana NC 27: 2012 (Oficina Nacional de Normalización, 2012), lo que avala la efectividad del tratamiento utilizado.

Los resultados obtenidos después de la exposición de larvas de *Artemia* sp. a cada una de las muestras de aguas estudiadas en el tiempo de desarrollo larvario correspondiente a 24 horas se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Comportamiento de la mortalidad de *Artemia* sp. en las dos muestras de aguas estudiadas.

Muestra	Dilución (%)	Mortalidad (%)	CL50 estimada	Valor de <i>p</i>
	100	100		

P1	10	100	CL ₅₀ < 0.01%	<i>p</i> < 0.001
	1	100		
	0.1	100		
	0.01	100		
P2	100	0	CL ₅₀ > 100%	
	10	0		
	1	0		
	0.1	0		
	0.01	0		
Control	-	0	-	

Al analizar los resultados, se observó que la muestra P1 fue sin duda la sustancia de ensayo más tóxica para las larvas, con diferencias altamente significativas para $p < 0.001$ respecto a la muestra P2 y control, donde no se evidenció mortalidad en los organismos en prueba. Los resultados obtenidos para la muestra P1, aguas sin tratar, resultan lógicos, pues se ha determinado que en la producción del 1-(5-bromo-fur-2-il)-2-bromo-2-nitroetano (furvina) se utilizan y generan varios compuestos y desechos tóxicos, causantes de severos impactos ambientales. Entre los compuestos agresivos al medio ambiente se encuentran:

- Furfural, clasificado como nocivo para organismos acuáticos y el que produce mezclas tóxicas con el agua (Acrós Organic, 2014; Merck, 2018b)
- Disulfuro de carbono, del que se reporta una CL₅₀ para Daphnia y peces en el orden de 2 mg/l (Agilent Technologies, 2018).

- Piridina y anhídrido acético, considerados como no peligrosos para medios acuáticos; pero de la primera se reporta toxicidad para dafnias y otros invertebrados acuáticos, en el orden de 3.5 mg/l (Merck, 2018c)
- Bromo, se orienta que sus descargas al ambiente deben evitarse por presentar un alto riesgo tóxico para el medio acuático, al reportarse EC50 en peces de > 10 mg/l (altamente tóxico) y EC100 para crustáceos de 10 mg/l (extremadamente tóxico) (Merck, 2018a; Merck, 2018d). - Etanol, se refiere la EC₀ para crustáceos (*Daphnia magna*) > 7 800 mg/l y se clasifica como tóxico, aunque en general se considera un compuesto no ecotóxico si la concentración del vertido no es muy elevada (GTM, 2018).

Además, dicho residual puede contener restos de los productos bioactivos, como furvina y productos auxiliares (detergentes e hidróxido de sodio). Es lógico considerar que esta mezcla, que incluso puede producir otros compuestos químicos por reacciones, degradaciones u otros procesos, debe presentar un riesgo elevado de ecotoxicidad al ser vertido de forma directa al sistema de desagüe de la entidad fabril que lo produce.

En las dos muestras no se pudieron estimar los valores de CL₅₀ debido a que en ambos casos los valores de mortalidad y no mortalidad fueron absolutos; es decir, en la muestra P1 se produjeron niveles de mortalidad total hasta una dilución de 0.01% y en la muestra P2 niveles nulos de dicha variable, inclusive en la muestra pura (100%). Dichos resultados no permitieron determinar las correspondientes relaciones concentraciones-efectos para cada muestra.

En el presente estudio, los resultados obtenidos para la muestra P1 en el efecto agudo sobre larvas de 24 horas permiten clasificarla como de clase I o muy tóxico, y para la muestra P2 se evidenció una toxicidad aguda no detectable a las concentraciones evaluadas y fuera de los valores de clasificación.

Resultados similares fueron obtenidos por Francisconi, De Bona, Da Silveira, Geremias y Pich (2013), al comparar la toxicidad de las aguas residuales de la industria minera del carbón con las obtenidas después de realizarle un proceso de descontaminación en larvas de *Artemia sp.*

Grinevicius *et al.* (2009) llevaron a cabo estudios donde evaluaron diferentes efluentes textiles y su posible relación con la inducción de biomarcadores de toxicidad agua en tres biomodelos, entre ellos *Artemia sp.*, donde compararon efluentes no remediados, efluentes remediados por kitosana pulverizada y por procesos convencionales de tratamientos de efluentes. En los últimos dos tratamientos, las muestras no mostraron toxicidad aguda en *Artemia*.

En el estudio realizado queda evidenciada la efectividad del método de tratamiento de los residuales del proceso de obtención de la furvina, medido mediante la toxicidad en un organismo acuático. Estas evaluaciones forman parte de una serie de experimentos que incluirán otras especies indicadoras acuáticas y terrestres, lo que permitirá determinar con más certeza el potencial ecotoxicológico de dichos residuales.

Conclusión

La evaluación ecotoxicológica mediante del empleo de la especie bioindicadora *Artemia* sp. demostró el proceso de detoxificación del tratamiento de los residuales de la Planta de Producción del Centro de Bioactivos Químicos.

Referencias

Acrós Organic. (18 de febrero, 2014). *Ficha de Datos de Seguridad. 2-Furaldehyde. Acrós Organic.* Recuperado de <http://www.fishersci.es>

Agilent Technologies. (30 de abril, 2018). *Calibration Sample, SimDist (D2887E), Part Number CP741035. Agilent Technologies.* Recuperado de https://www.agilent.com/cs/library/msds/CP741035_EUSpanish.pdf

APHA-AWWA-WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd ed.* In: Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (eds.). Washington, DC, USA: USA American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.

Artoxkit, M. (2003). *Artemia toxicity screening test for estuarine and marine waters. Standard Operational Procedure. Mariakerke-Gent: Microbiotests.* Recuperado de <https://www.microbiotests.com/toxkits/ArtoxkitMstp.pdf>

- Dietrich G., & Kalle K. (1957). *Allgemeine Meereskunde. Eine Einführung in die Ozeanographie* (pp. 42-43). Berlin, Germany: Gebriider Barntreager.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2002a). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*, 5th ed. (EPA 821/R-02/012). Recuperado de https://www.epa.gov/sites/...08/.../acute-freshwater-and-marine-wet-manual_2002.pdf
- EPA, Environmental Protection Agency. (2002b). *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*, 4th (EPA 821/R-02-13). Recuperado de https://www.epa.gov/sites/...08/.../short-term-chronic-freshwater-wet-manual_2002.pd
- EPA, Environmental Protection Agency. (2004). *National whole effluent toxicity (WET) implementation guidance under the NPDES Program* (EPA 832-B-04-003). Recuperado de https://www3.epa.gov/npdes/pubs/wet_draft_guidance.pdf
- Francisconi, M. S., De Bona, A., Da Silveira, F. Z., Geremias, R., & Pich, C. T. (2013). Use of coal mining waste for river water treatment and evaluation of this process using physicochemical parameters and bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 8(2), 45-51.
- Grinevicius, V. M., Geremias, R., Laus, R., Bettega, K. F., Laranjeiras, M. C., Fávere, V. T., Wilhelm, F. D., & Pedrosa, R. C. (2009). Textile effluents induce biomarkers of acute toxicity, oxidative stress, and genotoxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57(2), 307-14.

- GTM. (30 de abril, 2018). *Etanol. Ficha de datos de seguridad. GTM. México. Revisión: enero de 2017 – Versión: 5*. Recuperado de www.gtm.net/images/industrial/e/ETANOL.pdf
- ICT, Institute of Chemical Technology. (2002). *Acute toxicity test on brine shrimp (Artemia spp). Laboratory work no. 6. Laboratory of Ecotoxicology and LCA. Department of Environmental Chemistry, Prague*. Recuperado de <https://www.yumpu.com/en/document/read/11545216/acute-toxicity-test-on-brine-shrimp-artemia-salina>.
- Manfra, L., Savorelli, F., Pisapia, M., Magaletti, E., & Cicero, A. M. (2012). Long-term lethal toxicity test with the crustacean *Artemia franciscana*. *Journal of Visualized Experiments*, (62), e3790.
- Martínez, M. B., Van der Bruggen, B., Negrin, Z. R., & Alconero, L. P. (2012). Separation of a high-value pharmaceutical compound from waste ethanol by nanofiltration. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 18(5), 1635-1641.
- Merck. (30 de abril, 2018a). *Bromo. Ficha de datos de seguridad de acuerdo al reglamento CE. No. 1907/2006. Merck KGaA. EQ-RS*. Recuperado de <http://www.merck-chemicals.com>
- Merck. (30 de abril, 2018b). *Furfural. Ficha de datos de seguridad de acuerdo al reglamento CE. No. 1907/2006. Merck KGaA. LS-QHS*. Recuperado de <http://www.merck-chemicals.com>
- Merck. (30 de abril, 2018c). *Piridina. Ficha de datos de seguridad de acuerdo al reglamento CE. No. 1907/2006. Merck KGaA. LS-QHS*. Recuperado de <http://www.merck-chemicals.com>

Merck. (26 de mayo, 2018d). *1-bromo-3-cloropropano. Ficha de datos de seguridad según 1907/2006, Artículo 801627.* Recuperado de www.merckgroup.com

Oficina Nacional de Normalización. (2012). Norma Cubana NC 27: 2012 Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y el alcantarillado. Recuperado de scielo.sld.cu/pdf/riha/v37n2/riha09216.pdf

Pardo, M. (2012). *Implementación de Programas de Saneamiento Ambiental. Módulo didáctico.* Bogotá, Colombia: Universidad Nacional Abierta y a Distancia.

Pino-Pérez, O., & Jorge-Lazo, F. (2010). Ensayo de artemia: útil herramienta de trabajo para ecotoxicólogos y químicos de productos naturales. *Revista de Protección Vegetal*, 25(1), 34-43. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1010-27522010000100008&lng=es&tlng=es

Suárez-Tamayo, S., & Molina-Esquivel, E. (2014). El desarrollo industrial y su impacto en el medio ambiente. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 357-363. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300008&lng=es&tlng=es

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-09

Notas

Variación espacio-temporal de arsénico y flúor en el agua subterránea de la ciudad de Durango, México

Space-time variation of arsenic and fluoride in groundwater in the city of Durango, Mexico

Diego Armando Martínez-Cruz¹, ORCID: 0000-0002-7304-2928

María Teresa Alarcón-Herrera², ORCID: 0000-0003-1168-8544

Liliana Reynoso-Cuevas³, ORCID: 0000-0001-8736-8374

Luis Arturo Torres-Castañón⁴

¹Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Unidad Durango, Durango, México, diego.martinez@cimav.edu.mx

²Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Unidad Durango, Durango, México, teresa.alarcon@cimav.edu.mx

³Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Unidad Durango, Durango, México, liliana.reynoso@cimav.edu.mx

⁴Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Unidad Durango, Durango, México, luis.torres@cimav.edu.mx

Autor para correspondencia: María Teresa Alarcón-Herrera,
teresa.alarcon@cimav.edu.mx

Resumen

En el presente estudio se determinó el comportamiento espacial y temporal de los niveles de arsénico (As) y flúor (F) en el agua subterránea de la ciudad de Durango, México. Para ello, se integró una base de datos, la cual fue analizada mediante pruebas estadísticas no paramétricas y representada a través de sistemas de información geográfica. La base de datos incluyó 455 mediciones de As y 473 de F, obtenidas a partir de resultados de monitoreos anuales de 2012 a 2016, en 97 pozos y siete tanques que abastecen de agua a la ciudad. El análisis de los resultados muestra que las concentraciones de As y F superan los valores de referencia de los límites máximos recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS). El 88% de las determinaciones de As se encuentra en el rango de 20 a 35 $\mu\text{g/l}$ y el 84% de las mediciones de F están en el rango de 3 a 6 mg/l . El análisis del periodo 2012-2016 presenta globalmente un aumento de la concentración de As y una disminución estadísticamente significativa (p -valor < 0.01) en las concentraciones de F. Las concentraciones mayores de As y F se presentaron en las zonas: noreste, sureste y noroeste de la ciudad. Mientras que la zona sureste presentó los valores más bajos de As y F. El estudio temporal y espacial sugiere que el tipo de depósitos aluviales y las rocas volcánicas del basamento como tobas y riolitas condicionan la presencia de altas concentraciones de As y F. Sin

embargo, factores locales, como la extracción y evaporación, pueden influir en las variaciones interanuales espacio-temporal observadas.

Palabras clave: variación espacio-temporal, hidrogeoquímica, arsénico, flúor, calidad del agua subterránea.

Abstract

In the present study, the spatial and temporal behavior of the levels of arsenic (As) and fluoride (F) in the groundwater of the city of Durango was determined. To do this, a database was integrated, which was analyzed by non-parametric statistical tests and represented by geographic information systems. The database included 455 measurements of As and 473 of F, obtained from annual monitoring results from 2012 to 2016, in 97 wells and 7 tanks that supply water to the city. The analysis of the results shows that the concentrations of As and F exceed the reference values of the maximum limits recommended by the World Health Organization (WHO). 88% of the As determinations are in the range of 20 to 35 $\mu\text{g/l}$ and 84% of the F measurements are in the range of 3 to 6 mg/l . The analysis of the period 2012-2016, presents an increase in the concentration of As and a statistically significant decrease ($p\text{-value} < 0.01$) in the concentrations of F. The highest concentrations of As and F occurred in the areas: Northeast, southeast and northwest of the city. While the southeast area presented the lowest values of As and F. The temporal and spatial study suggests that the alluvial deposits and the volcanic rocks of the basement as tobas and riolites present in the areas with the highest concentrations of As and F condition the distribution of the levels of these elements in the

groundwater. However, local factors such as extraction and evaporation, influence the observed inter annual spatial-temporal variations.

Keywords: Spatial-temporal variation, hydrogeochemical, arsenic, fluoride, groundwater quality.

Recibido: 13/06/2018

Aceptado: 11/07/2019

Introducción

La ciudad de Durango es la capital del estado mexicano del mismo nombre. Se localiza en la parte noroeste de la república mexicana sobre el valle del Guadiana. La población en el área se abastece del agua subterránea que se obtiene de 97 pozos y 41 tanques de almacenamiento, los cuales están concesionados a la dependencia Aguas del Municipio de Durango (AMD), con un gasto estimado de 2 509 l/s.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece 0.010 mg/l como límite máximo permitido (LMP) de As en agua destinada a consumo humano (WHO, 2004). Al respecto, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 establece como LMP 0.025 mg/l (SSA, 1995). En

el caso del F, ambos lineamientos, la OMS y la NOM-127-SSA1-1994, establecen 1.5 mg/l como LMP de este elemento en agua para consumo humano.

Diversos estudios sobre calidad del agua subterránea en la ciudad han reportado concentraciones de As y F superiores a los límites máximos (LMP). En el caso de As, dos estudios han reportado que prácticamente todas las mediciones efectuadas para la ciudad están fuera de los LMP. El primer estudio sobre la temática en 2001 indicó concentraciones de As en el agua subterránea de 0.028 a 0.092 mg/l (Alarcón, Flores, Romero, Martín, & Trejo, 2001). Estudios realizados 10 años después reportan un incremento en la concentración del metaloide en el agua con valores de As entre 0.021 y 0.0528 mg/l (Chávez, 2010).

En el caso de F, se ha reportado desde 1997 que 96% de los pozos excedía el LMP recomendado por la OMS y 84% de los pozos superó entre 2 y 3 veces el límite (Trejo, Alarcón, Martínez, Romero, & Salvador, 1997). En el estudio de Ortíz, Castro, Turrubiartes, Milan y Diaz (1998) se evaluó el riesgo de exposición al F en agua potable para los habitantes de la ciudad de Durango, para esto se recolectaron 212 muestras de agua en tomas domiciliarias (agua de grifo); los valores encontrados estuvieron en un rango de 1.0 a 5.6 mg/l. El estudio concluye que 95% de la población en la ciudad de Durango estaba expuesta a concentraciones mayores de 2 mg/l.

La hidroquímica de un acuífero está determinada por procesos naturales, como la precipitación, deposición atmosférica de sales, evapotranspiración, interacciones agua-roca/suelo y actividades antrópicas. Tanto los procesos naturales como los antrópicos varían a

través del tiempo y el espacio, lo cual resulta en variaciones hidroquímicas espaciales y temporales en una región (Machiwal & Jha, 2015). Estudios anteriores de la calidad de agua subterránea en la ciudad de Durango han estado limitados a una muestra de la totalidad de pozos o a un periodo de muestreo corto, por lo que no han permitido evaluar la estabilidad temporal y espacial de estas concentraciones en el área de estudio; ello no permite establecer si las variaciones en las concentraciones reportadas en los diferentes estudios son estacionales o anuales.

El análisis espacio-temporal de las concentraciones de As y F es útil para caracterizar espacialmente y dar mayor certidumbre al riesgo asociado con estas concentraciones en la población, y ayuda en la identificación y comprensión de los procesos que controlan sus niveles en el agua subterránea. También brinda información necesaria para el manejo del recurso hídrico y para el desarrollo de posibles tratamientos para la remoción de tales contaminantes. Asimismo, sirve como guía en futuros estudios y análisis que permitan establecer un modelo conceptual del funcionamiento hidrogeoquímico del sistema, con énfasis en As y F.

Por ello, el objetivo del presente estudio fue determinar el comportamiento espacial y temporal de los niveles de As y F en el agua subterránea de la ciudad de Durango. Para ello se conjuntó la información y se analizó mediante sistemas de información geográfica (SIG) y pruebas estadísticas no paramétricas. La base de datos de los monitoreos anuales de estos elementos de 2012 a 2016 fue de 97 pozos y siete tanques de almacenamiento en el área de estudio.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se consideró como área de estudio el polígono de la ciudad de Durango, México, que se forma entre los paralelos $23^{\circ} 50'$ y $24^{\circ} 15'$ de latitud norte, y los meridianos $104^{\circ} 20'$ y $104^{\circ} 50'$ de longitud oeste, dentro del cual están contenidos principalmente los límites del centro de población (Figura 1).

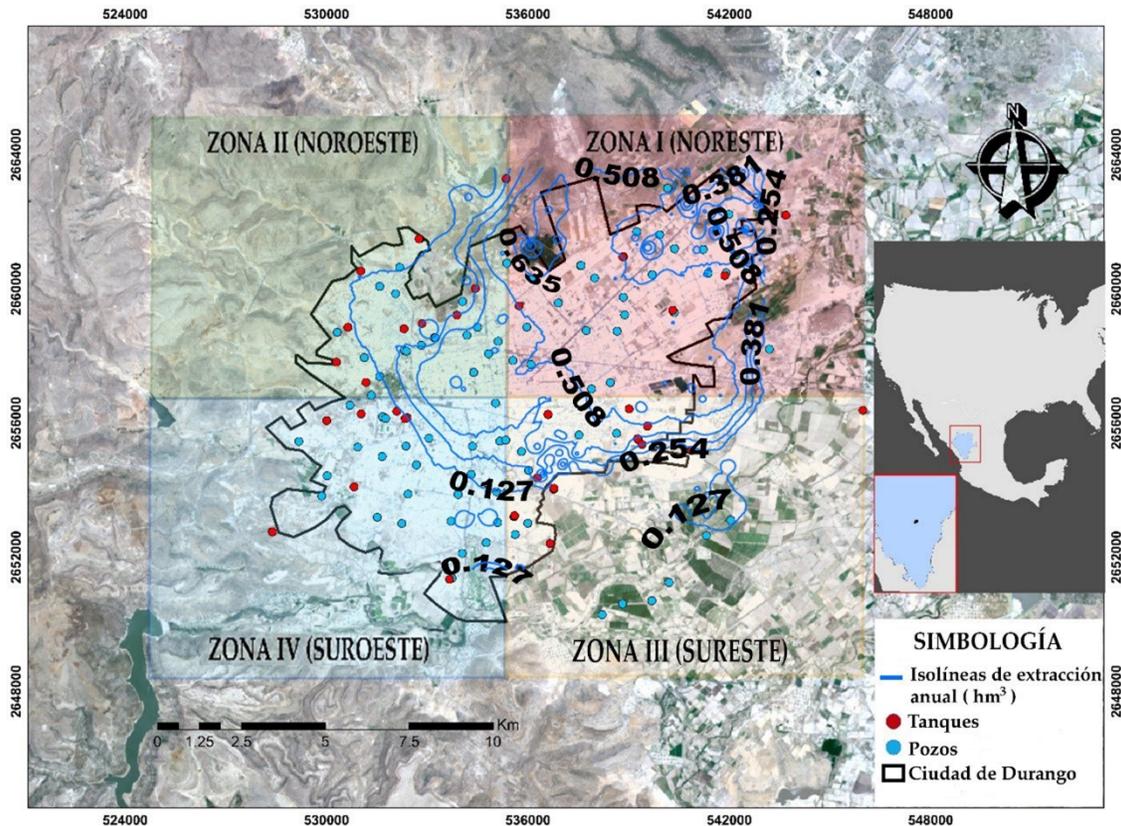


Figura 1. Ubicación de pozos y tanques monitoreados, isolíneas de volúmenes de extracción anual (hm^3) y zonificación empleada en el área de estudio. Fuente: Conagua (2018).

De acuerdo con la clasificación climatológica de Köppen, modificada por García (1998), el clima de la ciudad corresponde al grupo de climas secos, al tipo de climas semisecos y al subtipo semiseco templado, con lluvias en verano. Su temperatura media anual es de $16.7\text{ }^{\circ}\text{C}$, con una máxima promedio de $35.77\text{ }^{\circ}\text{C}$ y mínima promedio de $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ en invierno. La precipitación media anual es de 546 mm , con una máxima en 24 horas de 82 mm , y una evaporación potencial promedio

de 2 448 mm. Los vientos dominantes se dan en dirección sudoeste a noreste, con velocidades máximas de 60 km/hora.

Hidrología superficial y subterránea

La ciudad de Durango se ubica dentro de cuenca del río San Pedro y la subcuenca del río Durango. En esta zona existe un coeficiente de escurrimiento de 0 a 5% y la dirección del flujo de las aguas subterráneas es de oeste a este (Conagua, 2009). En el área de estudio se encuentran importantes aprovechamientos de agua superficial, como las presas Presidente Guadalupe Victoria, que almacena las aguas del río El Tunal; la presa Peña del Águila, localizada al norte del municipio, que regula los escurrimientos del río del mismo nombre; las corrientes intermitentes en la superficie del valle del Guadiana; los ríos El Tunal y la Saucedá, y otros de menor importancia, como el río Chico, las Bayas, el Cajón y las Tinajas (Conagua, 2009).

Respecto a las aguas subterráneas, el manto freático de la ciudad de Durango pertenece a la parte norte del acuífero del “Valle del Guadiana”. La explotación de este manto acuífero del Valle del Guadiana es para diversos usos agrícolas, industriales y urbanos; se realiza a través de manantiales y pozos, alcanzando una extracción de 144.79

hm³/anuales, mientras que la recarga del mismo se estima en unos 131.9 hm³/anuales (Conagua, 2015).

La zona que comprende desde la mancha urbana de la ciudad de Durango hasta los poblados Ferrería, 20 de Noviembre y Cinco de Mayo se encuentran en niveles estáticos de 10 a 30 m. El acuífero Valle del Guadiana, de acuerdo con su composición geológica y comportamiento en pruebas de bombeo, es de tipo libre y está formado principalmente por material granular sedimentario y conglomerado; su geometría presenta una frontera inferior hasta de 300 m de profundidad, observándose que su espesor se reduce de modo considerable hacia los flancos (Conagua, 2015).

Geología

En el área de estudio se encuentran las rocas ígneas extrusivas del tipo tobas riolíticas, que se localizan en la mayor parte de la zona de estudio. Es una roca que presenta porosidad en su textura, muy resistente. La roca ígnea extrusiva ácida del tipo toba riolítica-ignimbrita localizada en el sur y sureste es más dura. En la gran mayoría de la zona de estudio, la matriz acuífera corresponde a formaciones aluviales. En la parte suroeste se encuentran capas areno limosas, también de origen aluvial (SGM, 2015a; SGM, 2015b).

Muestreo y análisis

Para la realización del presente estudio se consideró la información proporcionada por AMD, integrándose en una base de datos, en la cual AMD reporta que las campañas de muestreo anuales en pozos y tanques en el área de estudio fueron efectuadas siempre en los meses de abril a agosto. Para cada año del periodo 2012-2015, se determinaron las concentraciones de As y F en alrededor de 85% de los pozos y 20% de los tanques que abastecen a la ciudad de Durango con agua para consumo humano.

De acuerdo con AMD, las determinaciones analíticas fueron coordinadas por el laboratorio de ingeniería ambiental de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), delegación Durango. El método para la determinación de As fue mediante espectrometría de absorción atómica con generador de hidruros (Secofi, 2001a). Los fluoruros se determinaron por el método de electrodo de ion selectivo (ISE) con base en el método establecido por la NMX-AA-077-SCFI-2001 (Secofi, 2001b).

Variación temporal de los niveles de As y F

Las mediciones anuales de As y F para el periodo de estudio 2012-2016, efectuadas en la gran mayoría de los pozos y tanques de la ciudad de Durango, permitió analizar de forma sistemática las variaciones anuales y su significancia estadística. Para esto se empleó la prueba estadística no paramétrica de Friedman (Helsel & Hirsch, 2002). Dicha prueba no paramétrica para medidas repetidas es la alternativa cuando no se cumplen los supuestos necesarios para usar la ANOVA de un factor. Los sitios de muestreo (pozos y tanques) se agruparon en hileras y los años del periodo en columnas. Mediante esta prueba sólo se determinó si las diferencias interanuales en las concentraciones de As y F eran estadísticamente significativas. Además, se llevó a cabo la prueba de Conover, la cual, mediante la comparación por pares entre años, indica si son diferentes entre sí (Helsel & Hirsch, 2002).

Además, a través del análisis de los estadísticos descriptivos, dispersión y funciones de distribución de probabilidad empírica de las concentraciones de As y F, se obtuvo información de la estructura de los datos y características de las fuentes de abastecimiento de agua potable en la zona de estudio. Los procedimientos estadísticos se realizaron con el *software R package* versión 3.4.1 (R Core Team, 2018).

Variación espacial de los niveles de As y F

Para realizar el análisis espacial de los niveles de concentración de As y F en el agua subterránea de la ciudad de Durango se interpolaron los datos observados en los pozos del área de estudio. Se creó una capa de isoconcentraciones de As y F para cada año del periodo de estudio. Se ocupó el método de interpolación IDW, mediante la extensión *Spatial Analysis* del software *ArcGIS* v.10.3 (Copyright ESRI Inc., Redlands, CA, EUA). Se interpolaron capas de isoconcentración de As y F con base en los valores de interés mostrados en la Tabla 1. Estos resultados se sobrepusieron en la imagen Landsat 8 del 12 de junio de 2017.

Tabla 1. Clasificación de concentraciones de As y F empleada en el análisis espacial.

Rangos de clasificación de As			Rangos de clasificación de F		
Rango (µg/l)	Evaluación OMS ¹	Evaluación NOM 127 ²	Rango (mg /L)	Evaluación OMS ¹	Evaluación NOM 127 ²
15-20	> LMR	< LMR	2.7-4.5	> LMR	> LMR
21-25	> LMR	< LMR	4.6-6.0	> LMR	> LMR
26-30	> LMR	> LMR	6.1-7.5	> LMR	> LMR
> 30	> LMR	> LMR	> 7.5	> LMR	> LMR

¹(WHO, 2004).

²NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 1995).

³Límite máximo recomendado/permisible (LMR).

Resultados y discusión

Variación temporal de los niveles de As y F 2012-2016

La Tabla 2 muestra los estadísticos descriptivos de las concentraciones observadas de As y F en pozos y tanques en el periodo de estudio. En cada año de monitoreo, del total de tanques y pozos que existen en la ciudad de Durango se hicieron determinaciones de As y F en más de 85 y 20% de los pozos, respectivamente. La concentración mínima de As observada en el periodo fue de 15 $\mu\text{g/l}$ y la concentración máxima fue de 60 $\mu\text{g/l}$. Todas las mediciones en el periodo superan el LMP establecido como seguro para consumo humano por la OMS (WHO, 2004). El 50% de las mediciones supera el LMP establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 1995). Predominan niveles de As que superan de dos a tres veces este LMP, pues 88% de las determinaciones de As está dentro del rango de 20 a 35 $\mu\text{g/l}$.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de los niveles de As y F en pozos y tanques en el periodo 2012-2016.

Año	N	As ($\mu\text{g/l}$)					F (mg/l)			
		Prom	Mín	Máx	DS		N	Prom	Mín	Máx
2012	88	26.83	15	35	4.99	90	5.32	2.80	9.30	1.55
2013	94	25.47	15	35	4.73	95	5.14	2.70	8.90	1.24
2014	92	25.80	15	40	5.20	94	5.17	3.00	8.20	1.02
2015	86	28.613	15	45	6.48	97	4.62	3.10	6.80	0.81
2016	95	31.59	15	60	9.66	97	4.44	2.60	6.80	0.783

N: número de muestras. DS: desviación estándar.

Para F, la concentración mínima observada en el periodo fue de 2.3 mg/l y la máxima de 9.3 mg/l. Todas las mediciones superan el LMP de la OMS (WHO, 2004) y de la NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 1995). El 84% de estas mediciones de F está en el rango de 3 a 6 mg/l, por lo que la mayoría de las muestras supera los valores de referencia de dos a cuatro veces. Al final del periodo de estudio (2015 y 2016) se observó un aumento de los niveles de As y disminución de los niveles de F (Figura 2).

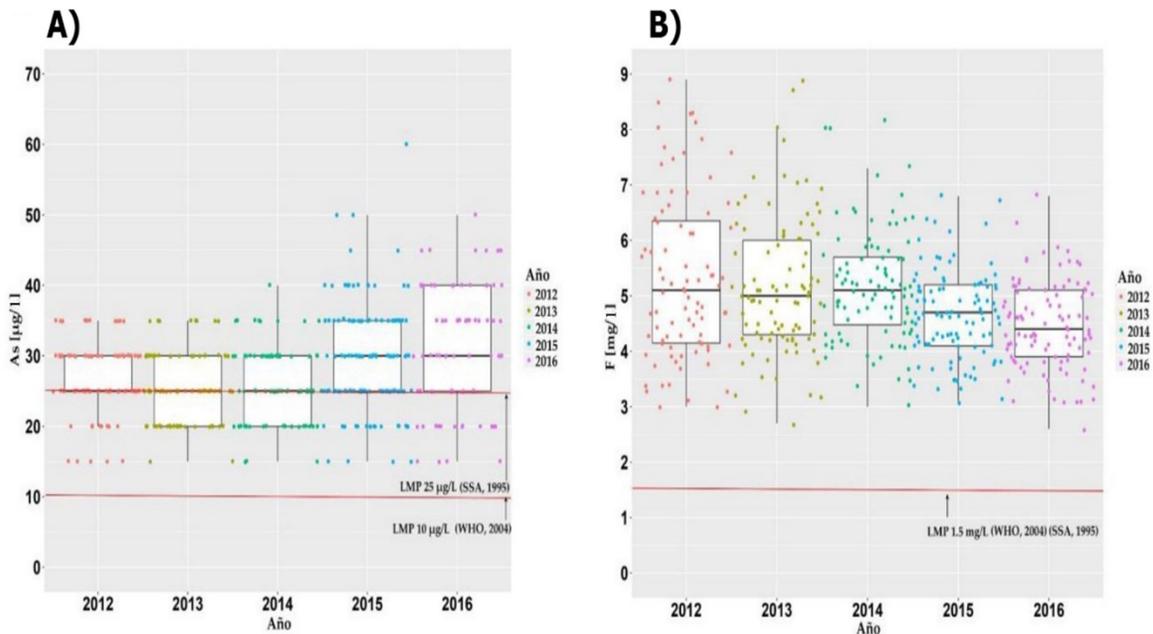


Figura 2. Comportamiento de los niveles de As y F durante el periodo de estudio (2012-2016). A) niveles de As, B) niveles de F.

Las diferencias encontradas en los niveles de As y F en los datos de este estudio y en otros similares indican la presencia de variaciones anuales y temporales de As y F en el agua subterránea de la ciudad de Durango. En el presente estudio, las mediciones anuales repetidas en un periodo de cinco años en la gran mayoría de los pozos y algunos tanques permitió analizar de manera sistemática si estas variaciones son estadísticamente significativas. Mediante la prueba de Friedman se determinó que en el periodo de análisis las variaciones anuales de As y F en el agua subterránea de la ciudad de Durango son significativas (p -valor < 0.01). Un análisis más detallado por comparación entre pares usando el test de Conover, encontró que sólo no hubo diferencias significativas en los niveles de As determinados en los años 2013 y

2014. En el caso del F no hubo diferencias significativas entre los años 2012, 2013 y 2014.

Considerando que las determinaciones analíticas de As y F fueron efectuadas en el mismo laboratorio, condiciones similares de muestreo (información verbal de AMD) sugieren que otros factores locales a corto plazo, como los cambios en la evaporación, precipitación o la extracción, provocan estas variaciones interanuales. También las variaciones estacionales no consideradas en el presente estudio por la resolución temporal de los datos pueden aumentar las variaciones interanuales observadas.

Se encontró una correlación media entre As y F al comparar todas las observaciones del periodo de estudio mediante el test de rangos de Spearman (0.39) y además resultó significativa (p -valor < 0.01). Ello apunta a que los mecanismos que provocan las variaciones observadas afectan en diferente grado los niveles de As y F. Por ejemplo, se ha reportado que sólo las concentraciones del F se incrementan por cambios en la evapotranspiración y la evaporación en regiones áridas y semiáridas (Jacks, Bhattacharya, Chaudhary, & Singh, 2005).

Distribución espacial de los niveles de As y F

En el periodo de análisis, las zonas noreste (zona I), noroeste (zona II) y sureste (zona III) presentaron mayores concentraciones de As que la zona suroeste (zona IV) (Figura 3). La distribución espacial de los niveles de As descrita en el presente estudio coincide con la presentada en estudios anteriores. Los estudios de Alarcón *et al.* (2001) y Molina-Frechero *et al.* (2013) encontraron mayores niveles de As en la parte norte, noreste y este.

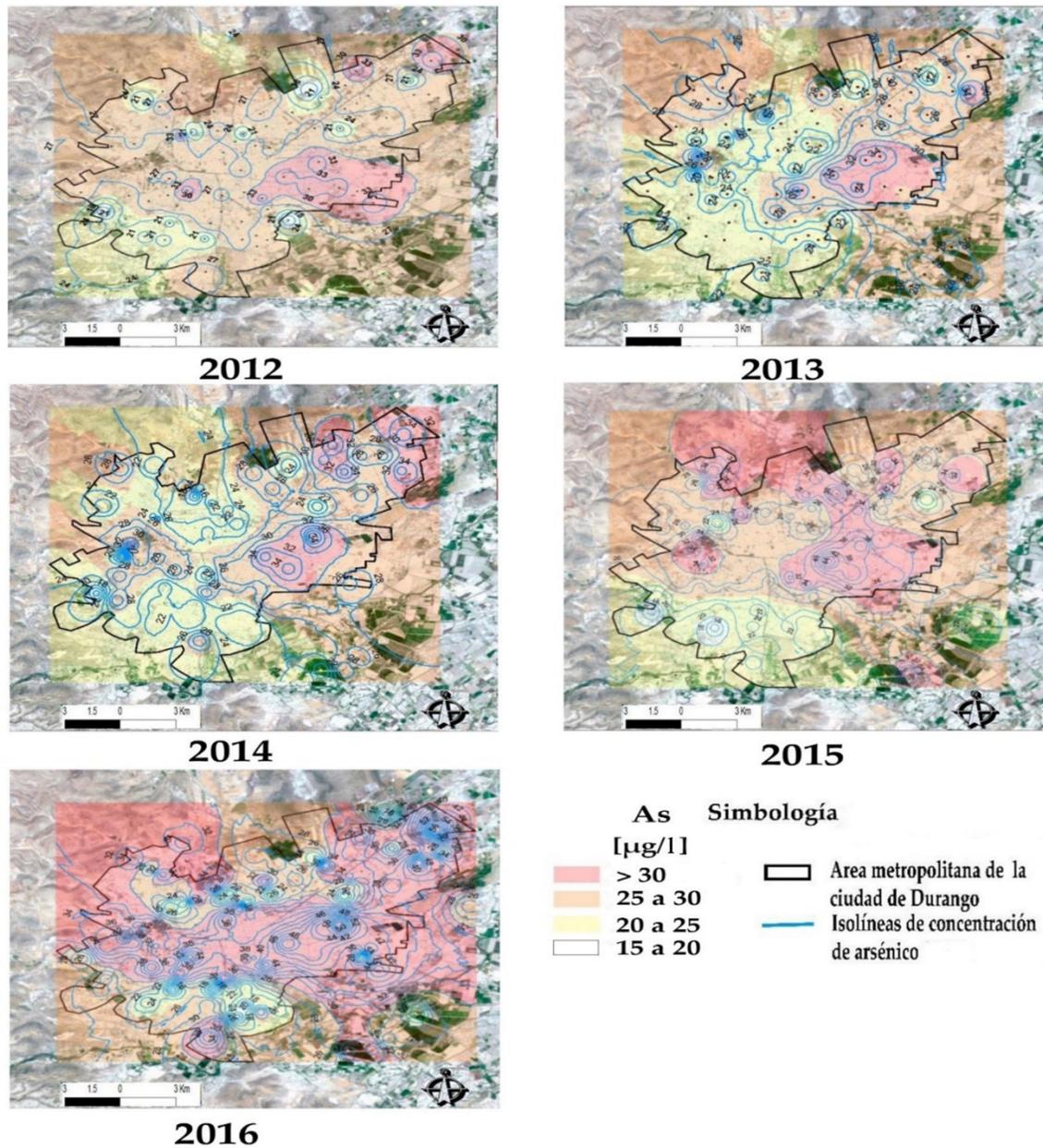


Figura 3. Variación espacial de los niveles de concentración de As, en el periodo 2012-2016.

Las zonas con las concentraciones más altas de F coinciden en su mayor parte con las áreas con las concentraciones más altas de As. En general, las que presentan mayores niveles de F son las zonas noreste (zona I), noroeste (zona II) y sureste (III). Algunas partes de ellas alcanzan concentraciones de siete veces el valor de referencia (Figura 4). La zona del suroeste (zona IV) es la que tiene los niveles más bajos de F y también de As; en ella predominan concentraciones de F de 2 a 3 veces el valor de referencia. La distribución espacial de los niveles de F encontrados en este estudio coincide en gran parte con la presentada por Ortíz *et al.* (1998), Alarcón *et al.* (2001), y Molina-Frechero *et al.* (2013).

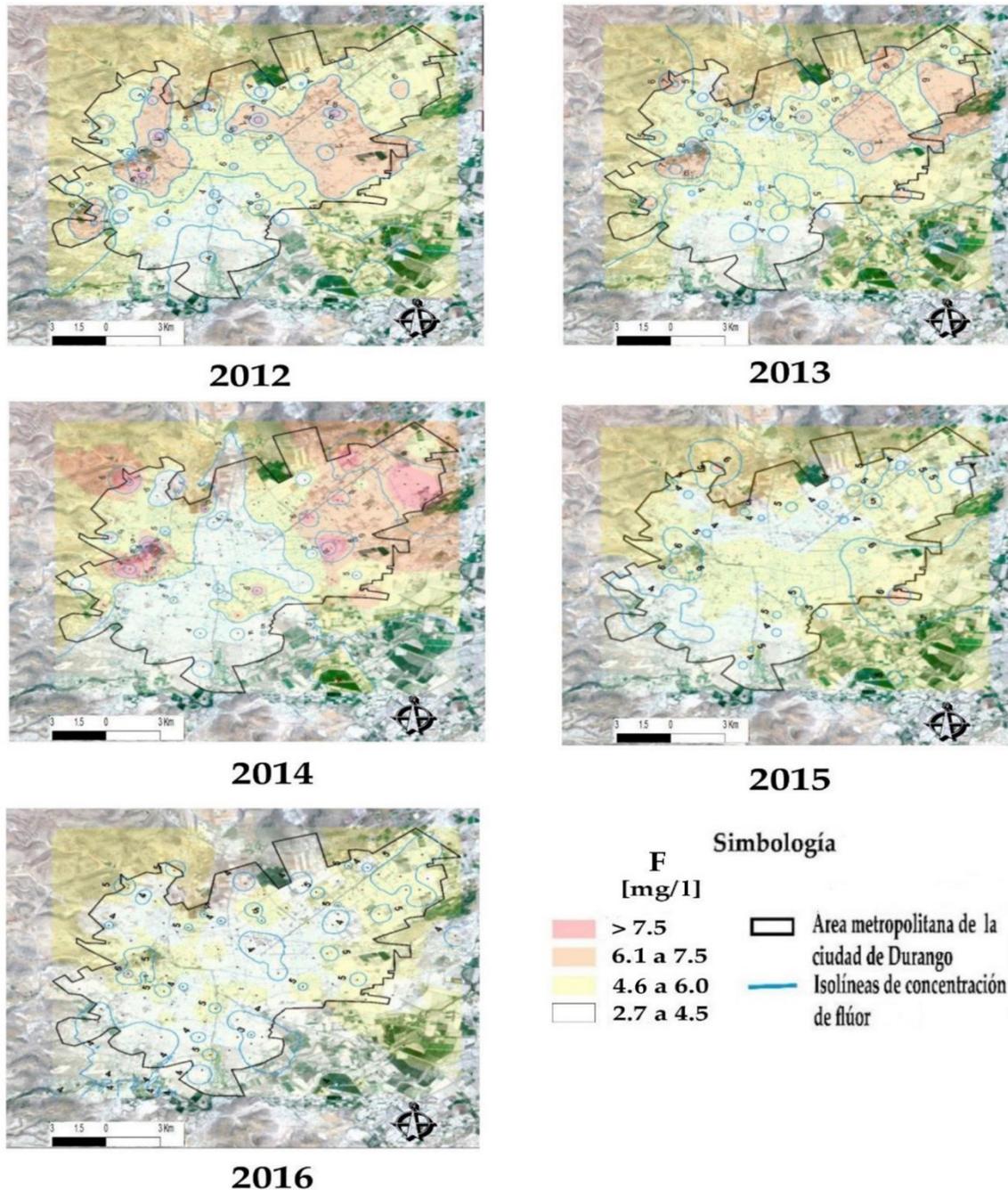


Figura 4. Variación espacial de los niveles de concentración de F en periodo 2012-2016.

Alarcón *et al.* (2001) señalan que el origen de las altas concentraciones de As es natural, pues en la zona no se efectúan actividades antrópicas importantes que favorezcan la incorporación del As en las aguas subterráneas. Además, la estructura acuífera aluvial en gran parte en la zona de estudio (SGM, 2015a; SGM, 2015b) no confinada (Conagua, 2015 favorece la incorporación de As al agua y es característico de los acuíferos con concentraciones altas de As (Arreguín, Chávez, & Soto, 2010; Ahmed *et al.*, 2004).

Respecto al posible origen de la distribución de fluoruros en el área de estudio, cada vez hay más evidencia que indica que el contenido de concentraciones anómalas de F en agua subterránea proviene del F presente en los minerales ricos en este elemento, como la fluorita, apatita y mica presentes en las rocas volcánicas riolitas y tobas (Knappett *et al.*, 2018; Banajarani *et al.*, 2019). Este tipo de estructura geológica terciaria está distribuida en gran parte de la zona de estudio; ello sugiere el origen geológico de los altos niveles de F en el agua subterránea de la ciudad de Durango.

También se identificó que en las zonas I, II y III, que presentan mayores concentraciones de As y F, predomina la estructura aluvial limosa arenosa, a diferencia de las zonas suroeste (zona IV), con depósitos areno-limosos. Este tipo de matriz acuífera, junto con la dirección del flujo de agua subterránea de suroeste a noreste, puede estar determinando en gran parte la configuración de la distribución de tales elementos.

En la zona de estudio se observó un aumento de los niveles de As en los últimos dos años (2015 y 2016). Las zonas con mayores concentraciones de As en el área de estudio (zonas I, II y III) presentan un incremento mayor que en el área con menor nivel de As (zona IV) (Figura 5a). Los incrementos en los niveles de As observados en estas zonas pueden ser resultado de la reducción de la capa freática, causada por la mayor extracción de agua subterránea efectuada ahí (Figura 1), donde la extracción es de 2 a 4 veces mayor, que en la zona con menores niveles de As (zona IV). Lo anterior se debe a que en estas zonas la densidad de población es mayor y concentra gran parte de actividades industriales en el área de estudio. El aumento de As ante la disminución del nivel freático puede ocurrir cuando la oxidación de minerales con sulfuro que contienen arsénico, principalmente arsenopirita (AsFeS_2), aumenta por la mayor presencia de oxígeno causada por la extracción agua subterránea (Farooqi, Masuda, Kusakabe, Naseem, & Firdous, 2007; Navarro, González, Júnez-Ferreira, Bautista, & Cardona, 2017).

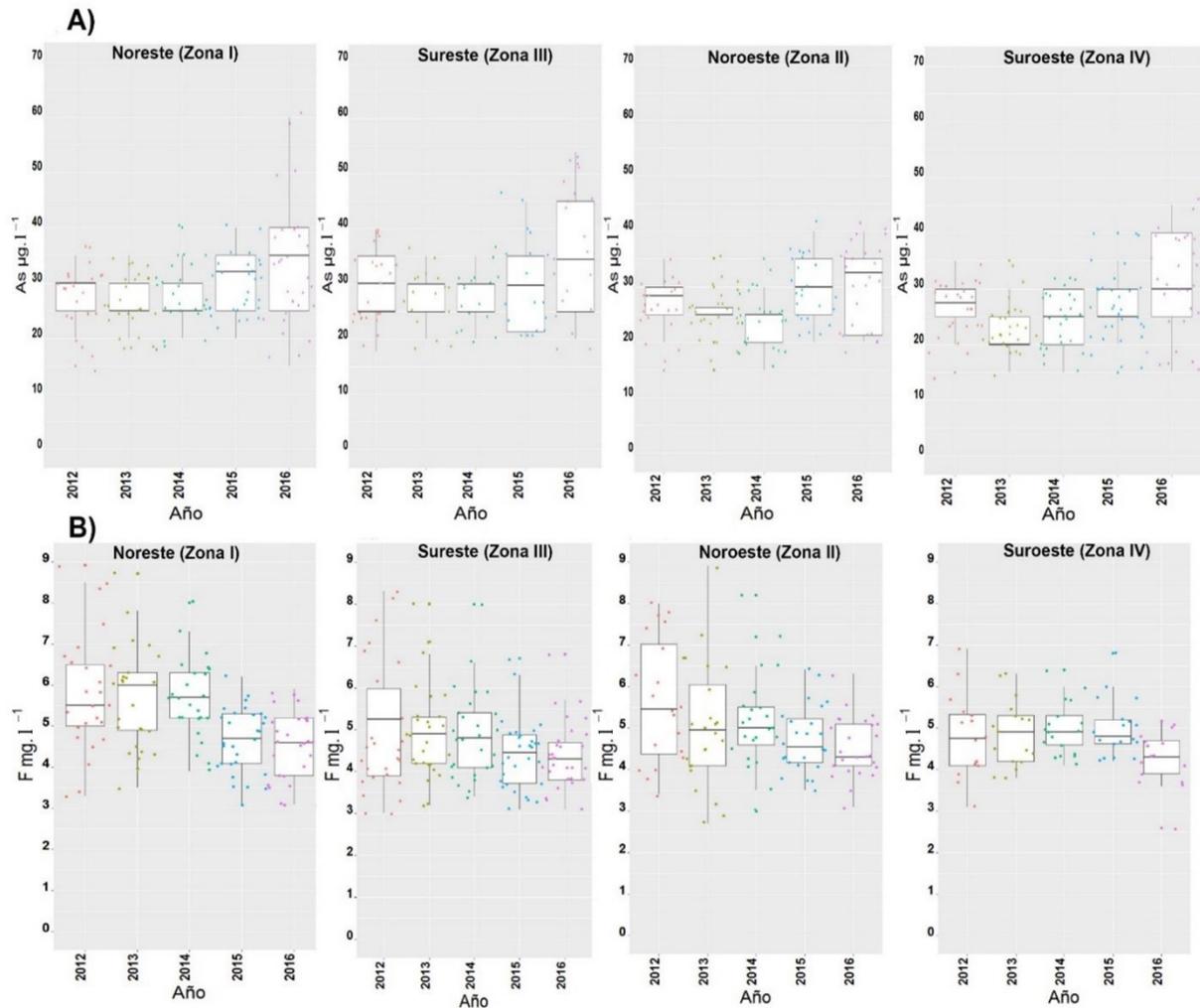


Figura 5. a) Variación espacio temporal de los niveles de As; b) variación espacio-temporal de los niveles de F.

A diferencia de las concentraciones de As, que aumentaron en los dos últimos años, en las concentraciones de F se observó una disminución en estos mismos dos años (2015 y 2016). Principalmente esta disminución se ha presentado en las zonas con mayores niveles de F zonas noreste (I), noroeste (II) y sureste (III); la zona con niveles

más bajos, zona suroeste (zona IV), se ha mantenido más estable (Figura 5b). En el caso de F, la mayor extracción de agua subterránea efectuada en las zonas I, II, III debería favorecer los incrementos en los niveles de F en estas zonas, tal como se ha reportado en otros acuíferos aluviales (Huizar-Álvarez, Carrillo-Rivera, & Juárez, 2016; Knappett *et al.*, 2018). Sin embargo, contrariamente en estas zonas se encontraron disminuciones estadísticamente significativas de los niveles de F. Este comportamiento puede ser resultado del bombeo constante, que induce a cambios en la hidrodinámica del agua subterránea; al respecto, se ha observado disminución de niveles de F en el agua subterránea en algunos acuíferos por tal factor (Abdellah, Abdel-Magid, & Yahia, 2012). Sin embargo, también se debe considerar que estos cambios pueden ser respuesta de la gran influencia que tiene la evaporación e infiltración en las concentraciones de F en las regiones áridas de México y en otras partes del mundo (Rasool *et al.*, 2017).

Conclusiones

Considerando los niveles de As y F reportados en éste y otros estudios revisados, el uso del agua subterránea de la ciudad de Durango, México, para el abastecimiento público representa un grave riesgo a la salud. En el periodo de estudio, todas las mediciones de As ($n = 455$) y de F ($n =$

473) realizadas en las fuentes de abastecimiento público de agua en la ciudad excedieron los LMP establecidos como seguros por la OMS, de 10 y 1.5 mg/l para As y F, respectivamente.

El 88% de las concentraciones de As se encuentra en el rango de 20 a 35 $\mu\text{g/l}$, predominando los niveles de concentración de As en agua, que superan de 2 a 3 veces el LMP de la OMS. Considerando el valor de la NOM-127-SSA1-1994, alrededor de 50% de las mediciones en el periodo de estudio se encuentran por debajo del LMP de 25 $\mu\text{g/l}$ para As. El 84% de las mediciones de F está en el rango de 3 a 6 mg/l, por lo que las concentraciones de F superan de 2 a 4 veces el LMP de 1.5 mg/l de los dos organismos mencionados.

La zona sureste presentó los niveles más bajos y estables de As y F. Las zonas con los niveles más altos de As y F fueron la noreste, sureste y noroeste. El estudio temporal de las concentraciones de As y F en el agua subterránea de la ciudad de Durango permitió identificar que existen variaciones interanuales significativas ($p\text{-valor} < 0.010$). Al final del periodo (2015 y 2016) se observó un aumento en los niveles de As y una tendencia a la disminución de los niveles de F. En las zonas con los niveles más altos de As y F (noreste, sureste y noroeste), se observó un mayor aumento en los niveles de As y un ligero descenso de los niveles de F ($p\text{-valor} < 0.01$). El estudio temporal y espacial sugiere que el tipo de depósitos aluviales y las rocas volcánicas del basamento como tobas y riolitas puede estar influyendo en la presencia de As y F. Sin embargo, factores locales, como la extracción, precipitación y evaporación pueden incrementar las variaciones interanuales espacio-temporales observadas.

Agradecimientos

La realización del presente estudio fue posible gracias a la aportación de información histórica de las concentraciones de As y F de las siguientes instituciones del estado de Durango: Gerencia Durango de Comisión Nacional del Agua; Aguas del Municipio de Durango (AMD); Comisión para la Protección contra Riesgos Sanitarios del Estado de Durango (Coprised), y la Comisión del Agua del Estado de Durango (CAED. El estudio fue realizado bajo el proyecto Fonciyt núm. 267666, perteneciente a la convocatoria 2016 de Conacyt- Innovate UK.

Referencias

- Abdellah, A. M., Abdel-Magid, H. M., & Yahia, N. A. (2012). Effect of long-term pumping on fluoride concentration levels in groundwater: A case study from east of Blue Nile communities of Sudan. *Journal of Applied Sciences(Faisalabad)*, 12(13), 1345-1354.
- Arreguín, F. I., Chávez, G. R., & Soto, P. R. (2010). Una revisión de la presencia de arsénico en el agua subterránea de México. *Revista Tláloc*, 45, 1-11.
- Ahmed, K. M., Bhattacharya, P., Hasan, M. A., Akhter, S. H., Alam, S. M. M., Bhuyian, M. A. H., Imam, M. B., Khan, A. A., & Sracek, O. (2004). Arsenic enrichment in groundwater of the alluvial aquifers in Bangladesh: An overview. *Applied Geochemistry*, 19(2), 181-200.

- Alarcón, H. M. T., Flores, M. I., Romero, N. P., Martín, D. I. R., & Trejo, V. R. (2001). Contenido de arsénico en el agua potable del valle del Guadiana, México. *Ingeniería hidráulica en México*, 16(4), 63-70.
- Banajarani, P., Dhanu-Radha, V., Chidambaram, S., Arindam, M., Thilagavathi, R., Manikandan, S., Thivya, C., & Ramanathan, A. L. (2019). Chapter 22 - Fluoride Contamination in Groundwater— A GIS and Geostatistics Reappraisal. In: Venkatramanan, S., Prasanna, M. V. & Chun, S. Y. (eds.). *GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Science* (pp. 309-322) Recuperado de <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815413-7.00022-5>
- Chávez, M. J. (2010). *Evaluación del riesgo por la presencia de contaminantes en agua destinada al uso y consumo humano del acuífero del Valle del Guadiana* (tesis de maestría), Instituto Politécnico Nacional, Durango, México.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009). *Programa hídrico visión 2030 del estado de Durango*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de <https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/estadisticas/estadisticas%202008/PHV2030EDURANGO2009,%20feb%202009.pdf>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Registro Público de Derechos de Agua (REPDA)*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/registro-publico-de-derechos-de-agua-repda-55190>

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Actualización de la disponibilidad media de agua en el acuífero valle del Guadiana (1003), estado de Durango*. Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/durango/DR_1003.pdf
- Farooqi, A., Masuda, H., Kusakabe, M., Naseem, M., & Firdous, N. (2007). Distribution of highly arsenic and fluoride contaminated groundwater from east Punjab, Pakistan, and the controlling role of anthropogenic pollutants in the natural hydrological cycle. *Geochemical Journal*, 41(4), 213-234.
- García, E. (1998). *Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000*. México, DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- Helsel, D. R., & Hirsch, R. M. (2002). Statistical methods in water resources (techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey, Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation, Chapter A3). *US Geological Survey*, 1-524. Recuperado de <https://doi.org/10.2307/1269385>
- Huizar-Álvarez, R., Carrillo-Rivera, J. J., & Juárez, F. (2016). Fluoruro en el agua subterránea: niveles, origen y control natural en la región de Tenextepango, Morelos, México. *Investigaciones Geográficas*, (90), 40-58.

- Jacks, G., Bhattacharya, P., Chaudhary, V., & Singh, K. P. (2005). Controls on the genesis of some high-fluoride groundwaters in India. *Applied Geochemistry*, 20(2), 221-228.
- Knappett, P. S., Li, Y., Hernandez, H., Rodriguez, R., Aviles, M., Deng, C., & Datta, S. (2018). Changing recharge pathways within an intensively pumped aquifer with high fluoride concentrations in Central Mexico. *Science of The Total Environment*, 622, 1029-1045.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2015). Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 80-110.
- Molina-Frechero, N., Sánchez-Pérez, L., Castañeda-Castaneira, E., Oropeza-Oropeza, A., Gaona, E., Salas-Pacheco, J., & Bologna-Molina, R. (2013). Drinking water fluoride levels for a city in northern Mexico (Durango) determined using a direct electrochemical method and their potential effects on oral health. *The Scientific World Journal*, 2013, 186392, DOI: 10.1155/2013/186392
- Navarro, O., González, J., Júnez-Ferreira, H. E., Bautista, C. F., & Cardona, A. (2017). Correlation of arsenic and fluoride in the groundwater for human consumption in a semiarid region of Mexico. *Procedia Engineering*, 186, 333-340.
- Ortíz, D., Castro, L., Turrubiartes, F., Milan, J., & Diaz, F. (1998). Assessment of the exposure to fluoride from drinking water in

Durango, Mexico, using a geographic information system. *Fluoride*, 31(4), 183-187.

Rasool, A., Farooqi, A., Xiao, T., Ali, W., Noor, S., Abiola, O., Ali, S., & Nasim, W. (2017). A review of global outlook on fluoride contamination in groundwater with prominence on the Pakistan current situation. *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 40 (4), pp 1265–1281. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0054-z>

R Core Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.R-project.org/>

Secofi, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001a). *NMX-AA-051-SCFI-2001, Análisis de aguas. Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de Prueba*. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166785/NMXA-A-051-SCFI-2001.pdf>.

Secofi, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001b). *NMX-AA-077-2001, Análisis de Aguas - Determinación de Fluoruros en Aguas Naturales , Residuales y Residuales Tratadas*. Recuperado de <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/DO86.pdf>

SGM, Servicio Geológico Mexicano. (2015a). *Carta geológico-minera de Durango Este G13-D82*. México, DF, México: Servicio Geológico

Mexicano. Recuperado de

http://www.sgm.gob.mx/cartas/Cartas_Ed50.jsp

SGM, Servicio Geológico Mexicano. (2015b). *Carta geológico-minera de presa presidente Guadalupe Victoria F13-B11*. México, DF, México: Servicio Geológico Mexicano. Recuperado de http://www.sgm.gob.mx/cartas/Cartas_Ed50.jsp

SSA, Secretaría de Salubridad y Asistencia. (1995). NOM-127-SSA1-1994. *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Recuperado de <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html>

Trejo, V. R., Alarcón, H. M. T., Martínez, L. Y., Romero, N. P., & Salvador, M. J. (1997). Niveles de fluoruros en el agua de los pozos de la ciudad de Durango. *Ingeniería Hidráulica en México*, 12(3), 51-57.

WHO, World Health Organization. (2004). *Guidelines for drinking-water quality: Recommendations* (4th ed.). Vol. 1. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Los retos del agua en México

Water challenges in Mexico

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés¹, ORCID: 0000-0002-6577-6497

Mario López-Pérez², ORCID: 0000-0001-8797-7911

Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes³, ORCID: 0000-0002-5104-6258

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, farreguin2011@gmail.com

²Consultor independiente, mario.lopezamh@gmail.com

³Tecnológico de Monterrey, Campus Monterrey, Monterrey, Nuevo León, México, celizacervantes@gmail.com

Autor para correspondencia: Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes, celizacervantes@gmail.com

Resumen

Se presenta el análisis que hace el Foro Económico Mundial sobre la correlación del agua con la mayor parte de las actividades humanas, señalando el incremento de la presión sobre las agendas sociales,

políticas, económicas y medioambientales. Con este antecedente se analizan los factores meteorológicos, geográficos, demográficos y los generados por el impacto del cambio climático en México, señalando los grandes retos para la administración de los recursos hídricos: posicionar su gestión como un asunto estratégico y de seguridad nacional; garantizar el derecho humano al agua, saneamiento y a un medio ambiente sano; cumplir con los objetivos de desarrollo sustentable; lograr la equidad de género; establecer la transparencia y rendición de cuentas, y desconcentrar y descentralizar la gestión del agua. Se hacen propuestas de solución, estableciendo tiempos y costos. Destacan dos conclusiones: no se puede resolver el reto del agua en México en seis años, pero sí es posible establecer las bases para hacerlo. Se requieren al menos 24 años (2042) para contar con infraestructura que contribuya a lograr la sustentabilidad y seguridad hídrica en el país.

Palabras clave: planeación hídrica, infraestructura hidráulica, seguridad hídrica, política hídrica, cuarta revolución industrial, sustentabilidad hídrica.

Abstract

The analysis of the World Economic Forum about the relationship between water and human activities is presented and the increase of pressure over social, political, economic and environmental activities is described. With this background, the meteorological, geographical and demographic factors are reviewed, as well as those originated by the climate change in Mexico, highlighting the great challenges for water

management: To place it as a strategic issue of national security; to guarantee the human right to water, sanitation and a healthy environment; to achieve the objectives of sustainable development; to achieve gender equity, to set transparency and accountability; and to devolve and decentralize the water management. Solutions are presented, including timeframe and costs. The two most important conclusions are: Water challenges in Mexico cannot be overcome in six years however, it is possible to establish the required environment. At least 24 years are needed (2042) to setting up infrastructure and conditions that make possible sustainability and water security in Mexico.

Keywords: Water planning, hydraulic infrastructure, water security, water policy, fourth industrial revolution, water sustainability.

Recibido: 21/11/2018

Aceptado: 24/08/2019

Introducción

El Foro Económico Mundial, en su Informe de Riesgos Mundiales 2019 (World Economic Forum, 2019) reconoce al agua como uno de los retos con mayor presión social, política y económica en el ámbito global y deja claro que casi toda actividad humana está entrelazada con el agua.

Al visualizar en el planeta los recursos naturales como una capa y a la población como otra, se reflejan problemas como la creciente demanda y contaminación de cuerpos de agua. A esas dos se suma la capa del cambio climático, con lo que se tiene un escenario complejo, que acentúa la brecha entre oferta y demanda en los sectores doméstico, agrícola e industrial, impactando de forma negativa al medio ambiente. El número de capas correspondientes a diversos temas conductores vinculantes con el agua es numeroso y vuelve mucho más complejo el análisis (Figura 1).

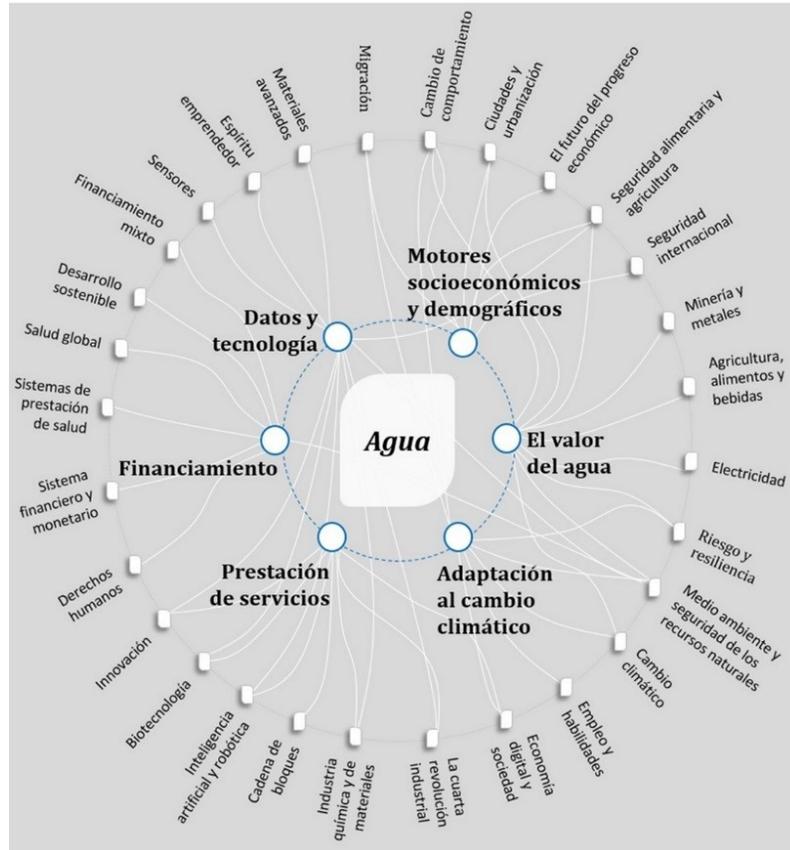


Figura 1. Temas clave de la agenda global. Agua, problema mundial.

Fuente: Foro Económico Mundial (2018).

Los siguientes datos proporcionan una idea global de los retos que enfrenta el planeta:

- Se estima un incremento de la población urbana para el año 2050 de 2 500 millones de habitantes (ONU, 2018).
- Se considera un aumento de un 10% en la extracción de agua para la producción de alimentos para el año 2050 (FAO, 2011).

- El impacto del cambio climático puede reducir el rendimiento de los cultivos en un 30% para 2080 (Alston & UN Human Rights Council, 2019).
- 2 200 millones de personas no tienen acceso seguro al agua potable y más de 4 200 millones no cuentan con servicio de saneamiento gestionado de forma segura (UNICEF & OMS, 2019).
- El 80% de la población que aún carece de servicios básicos vive en áreas rurales (UNICEF & OMS, 2019).
- La brecha financiera anual estimada en los sectores clave de los Objetivos de Desarrollo Sostenible es de \$2.5 billones anuales para el periodo 2015-2030 (UNCTAD, 2015).

La situación meteorológica, climática, geográfica y de vulnerabilidad en México

La extensión territorial de México es de 1 959 248 km² (INEGI, 2016). Por su ubicación geográfica, orografía diversa, y la presencia de fenómenos meteorológicos y climatológicos en diferentes escalas, México presenta una gran variedad de climas. Todos estos factores tienen influencia sobre la intensidad y distribución espacial y temporal

de la precipitación. Ejemplo de ello son las condiciones de sequía e inundaciones, que se han presentado en muchas regiones del país a través de su historia.

A diferencia de los grandes desiertos, que tienen latitudes comunes con México (Figura 2), el territorio nacional se ubica entre dos cuencas ciclogénéticas. Los ciclones tropicales transportan grandes cantidades de humedad desde los océanos hacia la zona continental (Figura 3). Este proceso contribuye al reabastecimiento natural de las fuentes superficiales y subterráneas de agua mediante la precipitación y, al mismo tiempo, es causa de importantes daños debido a inundaciones en centros de población y zonas productivas expuestos y vulnerables. Existen 162 000 km² del territorio nacional susceptibles de inundarse.

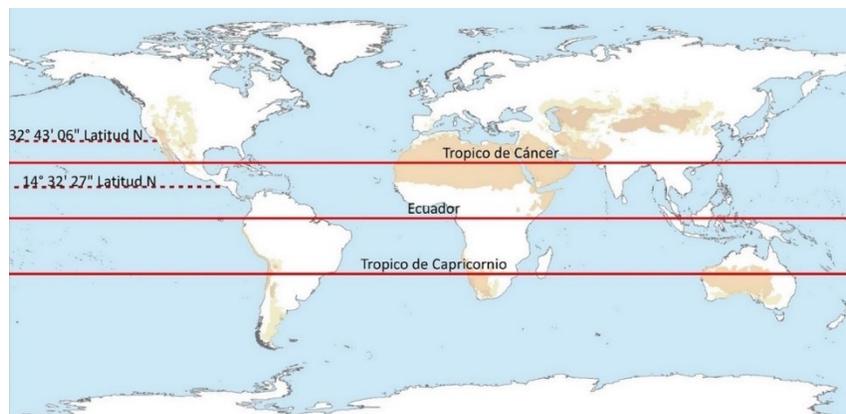


Figura 2. Ubicación geográfica de México y los grandes desiertos.

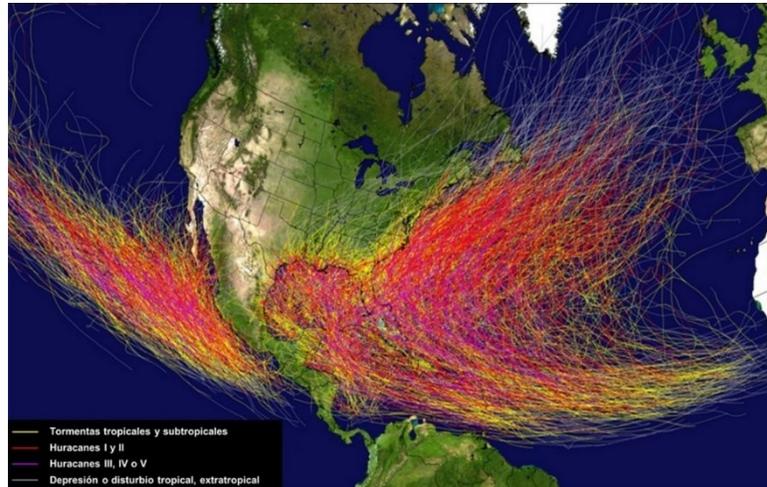


Figura 3. Trayectorias históricas de los ciclones tropicales: Atlántico, 1851-2013; Pacífico, 1949-2013. Fuente: NOAA (2014).

La precipitación media anual en la república mexicana (1981-2010) es de 740 mm, equivalentes a 1 449 km³ de agua (Conagua, 2018). En cuanto a la distribución espacial, los acumulados máximos se presentan en el sur del país, con registros mayores a los 4 000 mm anuales en algunas regiones. En contraste, en el noroeste, la región más seca del país, la precipitación media anual presenta una lámina inferior a 300 mm (Figura 4). Adicional al escurrimiento que produce dicha precipitación, México recibe cada año de EUA y Guatemala, a través de sus cuencas transfronterizas, 48 km³, y exporta hacia EUA 0.43 km³, con base en el Tratado de Aguas Internacionales, suscrito en 1944.

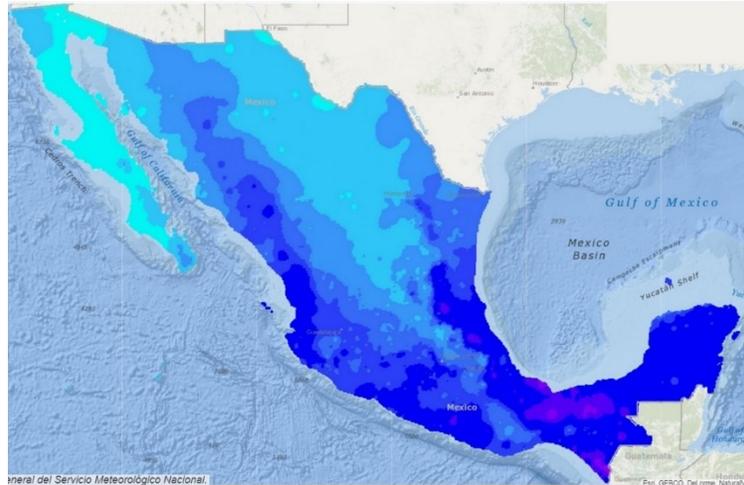


Figura 4. Distribución espacial de la precipitación media anual nacional.
Fuente: Conagua (2018).

El desarrollo económico nacional, que se refleja en la aportación al Producto Interno Bruto, está directamente relacionado con la concentración de la población y, por lo tanto, con la demanda del recurso. En México, 77% de la población está asentada en donde se encuentra sólo 33% del agua renovable. A esto se suma la contaminación del agua como otro factor limitante de la disponibilidad, pues 70% de los cuerpos de agua tiene algún grado de contaminación, conforme al monitoreo de la red de medición de calidad de aguas superficiales en México, que cuenta con 5 068 sitios o estaciones (Conagua, 2018) (Figura 5).

Impacto del cambio global en el ciclo hidrológico

Uno de los indicadores sobre el cambio global es el comportamiento de la anomalía de la temperatura media del planeta, por su tendencia ascendente y sus efectos sobre el ciclo hidrológico.

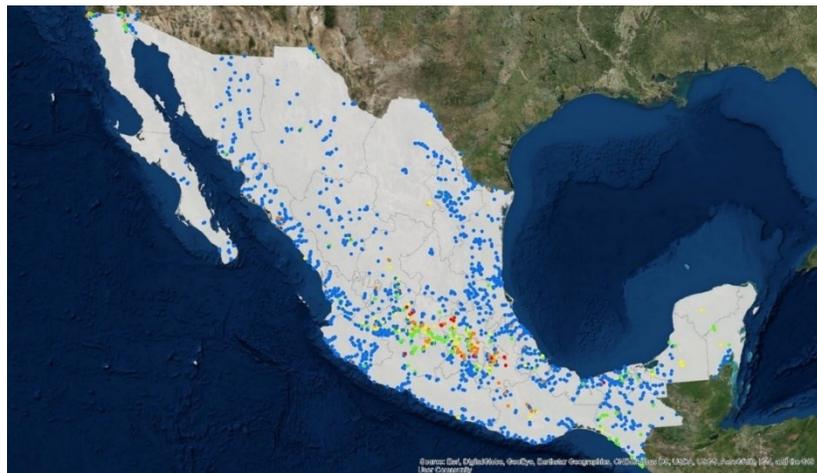


Figura 5. Calidad del agua: demanda química de oxígeno, 2016.

Fuente: Conagua (2018).

De acuerdo con las estimaciones de la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio (NASA, por sus siglas en inglés), y del Instituto Goddard para estudios Espaciales, basadas en registros de más de 6 000 puntos de monitoreo, el planeta se ha calentado 1.1 °C desde finales del siglo XIX. A partir de dichas estimaciones, 2016 fue el año más cálido y el tercer año consecutivo en que se estableció un nuevo récord de temperatura global; 2015 es el segundo año más cálido, a

éste le siguen 2017 y 2018, como el tercero y cuarto año más cálidos registrados, respectivamente; nueve de los 10 años más cálidos han ocurrido desde 2005, donde los últimos cinco años (2014-2018) han sido los de mayor temperatura; junio de 2019 es el junio más cálido registrado en 139 años (Figura 6).

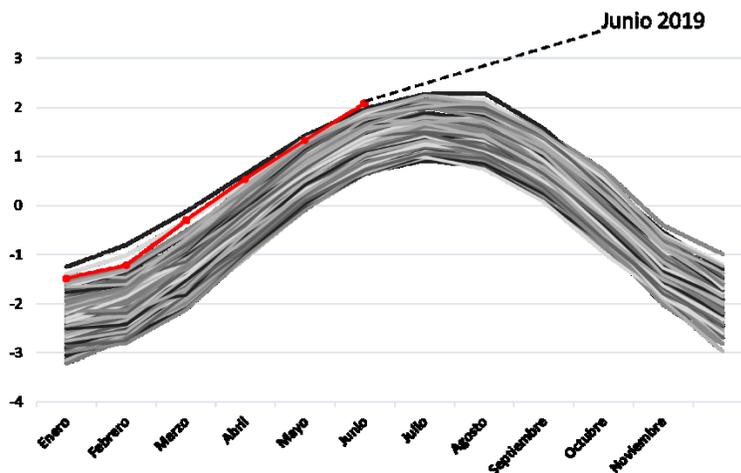


Figura 6. Anomalía de temperatura (°C), diferencia con respecto al ciclo estacional medio del periodo 1980-2015. Fuente: GISTEMP Team (2019).

En México, de enero a octubre de 2017 se presentó la temperatura más alta para tal periodo del año desde 1971, superando a la registrada en 2016 (NASA, 2018).

El *Atlas de vulnerabilidad hídrica ante el cambio climático* (Arreguín-Cortés, López-Pérez, & Montero-Martínez, 2015) estima el efecto del cambio climático en las temperaturas máxima, mínima y

promedio, al igual que en la precipitación. Además, hace una estimación de los índices de ingreso de ciclones tropicales y de lluvias por municipio de acuerdo con los escenarios del Panel Intergubernamental del Cambio Climático para México. Dichos elementos son fundamentales para establecer e implementar una política pública adecuada y dinámica al respecto.

Administración y usos del agua en México

Las aguas superficiales del país se distribuyen en 757 cuencas, de las cuales 649 cuentan con disponibilidad de agua (Figura 7). En cuanto a las aguas subterráneas, las unidades hidrogeológicas administrativas son 653 —para fines prácticos, denominados acuíferos— de los que se han identificado 408 con disponibilidad (DOF, 2018) (Figura 8).

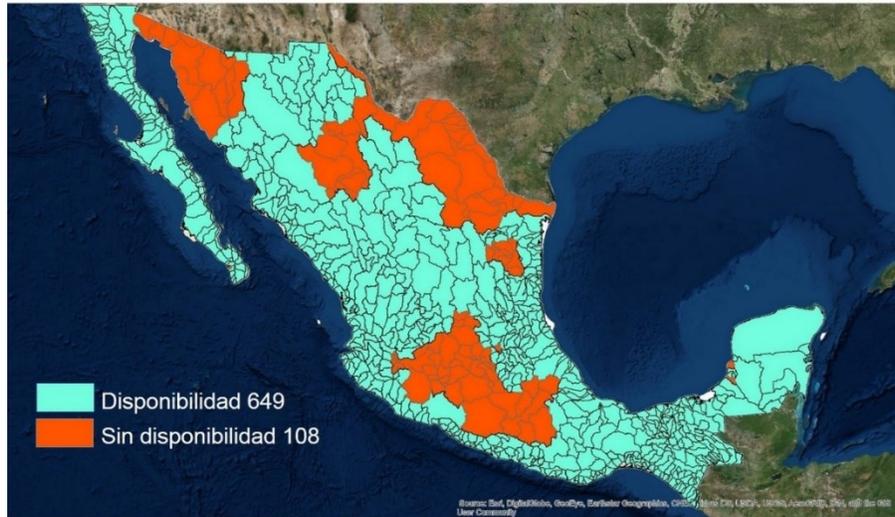


Figura 7. Cuencas de México y su disponibilidad. Fuente: Conagua (2018).

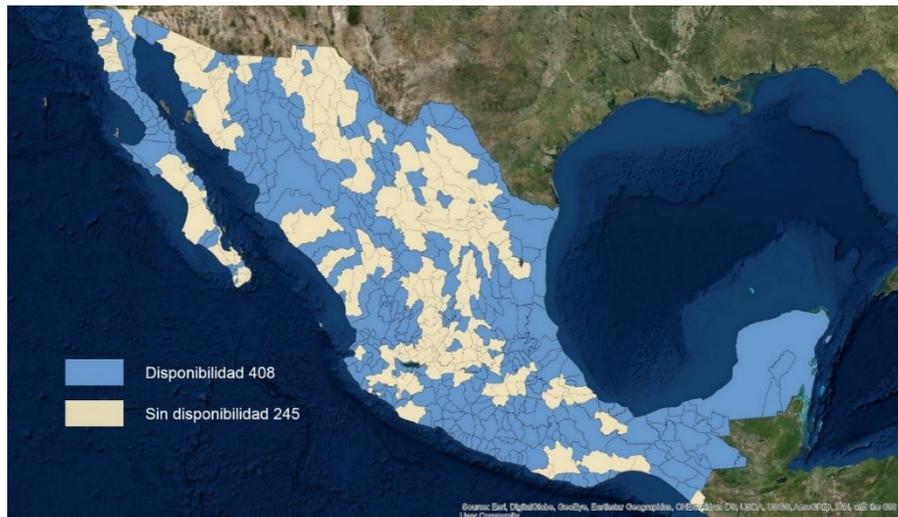


Figura 8. Acuíferos de México y su disponibilidad. Fuente: Conagua (2018).

En las últimas décadas, el agua disponible se ha reducido de manera significativa, y se requieren estrategias para reducir este problema. El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) realizó un análisis de la seguridad hídrica en el ámbito municipal, que muestra los municipios en riesgo de no contar con agua suficiente y con la calidad adecuada para satisfacer sus necesidades, o expuestos a daños por fenómenos hidrometeorológicos (Figura 9).

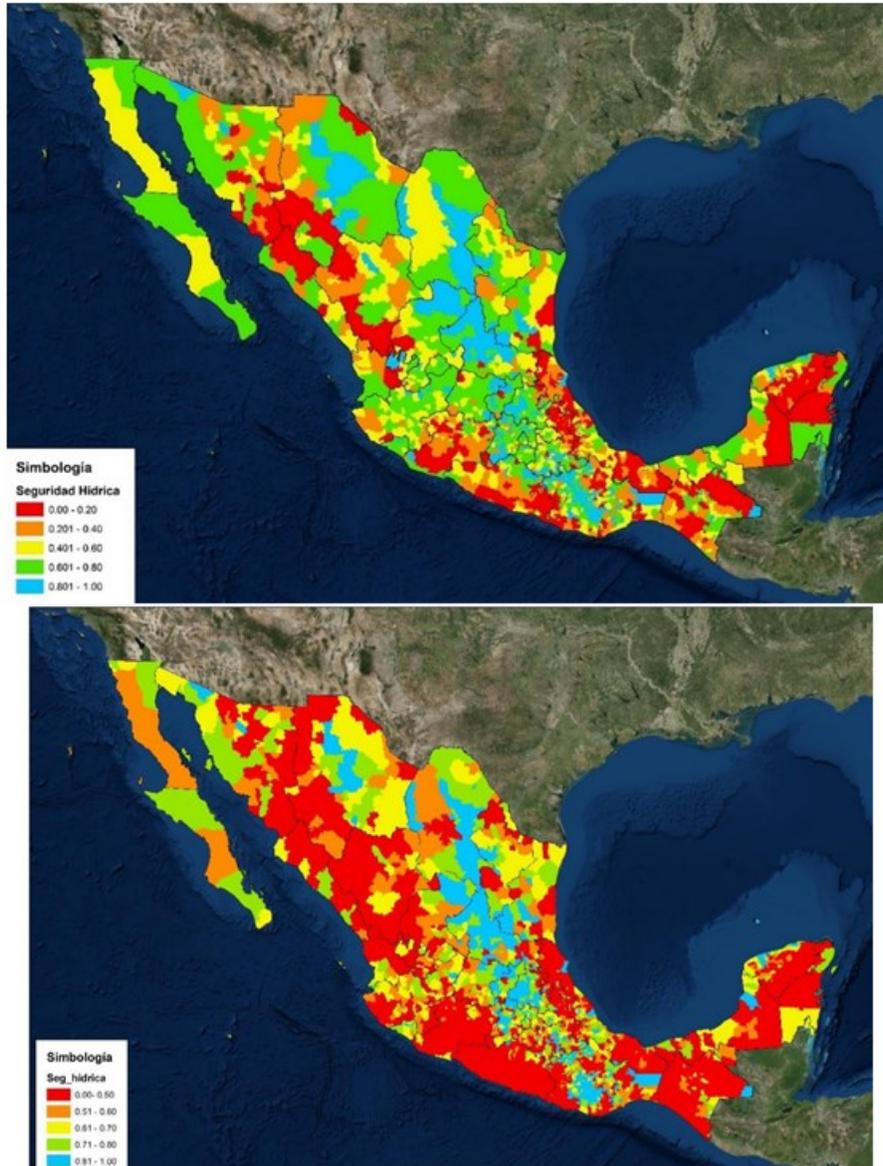


Figura 9. Índice de seguridad hídrica en la república mexicana. Fuente: Rodríguez *et al.* (2017).

Los grandes problemas del agua en México

México debe resolver múltiples problemas en materia de agua, mismos que han sido generados a lo largo de su evolución industrial y durante la cual no ha sabido gestionar de forma adecuada sus recursos hídricos. Se pueden sintetizar los grandes problemas del agua en:

- Las cuencas y acuíferos de mayor importancia en términos de habitantes y actividad económica están sobreconcesionados y sobreexplotados, respectivamente.
- El porcentaje de cuerpos de agua contaminados en el país llega al 70%.
- La seguridad hídrica está comprometida en muchas regiones (p. ej., abasto para consumo humano, saneamiento de agua residual, contaminación emergente de corrientes y desastres por fenómenos naturales y antrópicos, como tormentas severas, inundaciones y sequías).
- El cambio climático está impactando a diversos sectores a través del agua.
- El número de conflictos y la competencia por el agua va en ascenso, e involucra a los tres niveles de gobierno y a los usuarios del agua; también se manifiesta en las cuencas y acuíferos transfronterizos.
- La protección de humedales y cuerpos de agua, y el recurso para el medio ambiente están ausentes de la gestión integrada del agua en la realidad aun cuando la ley vigente considera tales aspectos.

- Existe poca valoración y cuidado del agua en la sociedad mexicana.
- Aún hay dispendio e ineficiencia en el uso del agua en todos los sectores, que manifiestan una cultura de agua incongruente con la situación de disponibilidad del recurso.
- El sector agua se ha descapitalizado de manera acelerada en personal calificado, lo que ha contribuido a una pérdida de autoridad y de actuación.
- La mayor parte de la infraestructura hidráulica fue construida antes de mediados del siglo pasado, por lo que ha alcanzado su vida operativa o lo hará en un corto plazo.
- El financiamiento del sector agua es cada vez menor, más comprometido a construir infraestructura hidráulica y menos a su operación y mantenimiento, así como a la gestión del agua, que es el objetivo fundamental de la Ley de Aguas Nacionales.
- El marco legal está desactualizado, es complejo y difícil de implementar.
- No se invierte lo suficiente en investigación y desarrollo tecnológico.

Los retos de la gestión del agua

La problemática descrita permite delinear cinco grandes retos para la gestión del agua en México:

1. Posicionar su gestión como un asunto estratégico y de seguridad nacional.
2. Garantizar el derecho humano al agua y saneamiento, y a un medio ambiente sano.
3. Cumplir con los objetivos de desarrollo sustentable (abasto, saneamiento, prevención y protección ante desastres, y cooperación transfronteriza).
4. Lograr la equidad de género, transparencia y rendición de cuentas.
5. Desconcentrar y descentralizar la gestión del agua.

Propuestas para enfrentar los problemas y retos del agua en México

Un tema que en los años recientes ha adquirido relevancia es la reglamentación del derecho humano al agua y al saneamiento, establecido en el artículo 4º constitucional. Existen varios proyectos de Ley General de Aguas que buscan integrar lo señalado en el artículo 4, lo previsto en el 115 y lo correspondiente al 27, párrafo quinto. Las razones por las que no se ha logrado consenso aún se deben

fundamentalmente a que son temas distintos: los artículos 4 y 115 se refieren al suministro de agua, y el 27 a la naturaleza de las aguas nacionales. Sería más conveniente elaborar dos leyes: una Ley General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, que reglamente los artículos 4º y 115 constitucionales, precisando atribuciones y responsabilidades a municipios, estados y federación. En ella es recomendable la creación de una Comisión Federal de Servicios Hidráulicos, el ente regulador de los servicios, así como el agente técnico para estos temas (Figura 10). Por otro lado, pero de manera armónica y articulada con la propuesta de la anterior Ley, es deseable renovar o actualizar la reglamentación del artículo 27, párrafo quinto constitucional, es decir, la Ley de Aguas Nacionales.

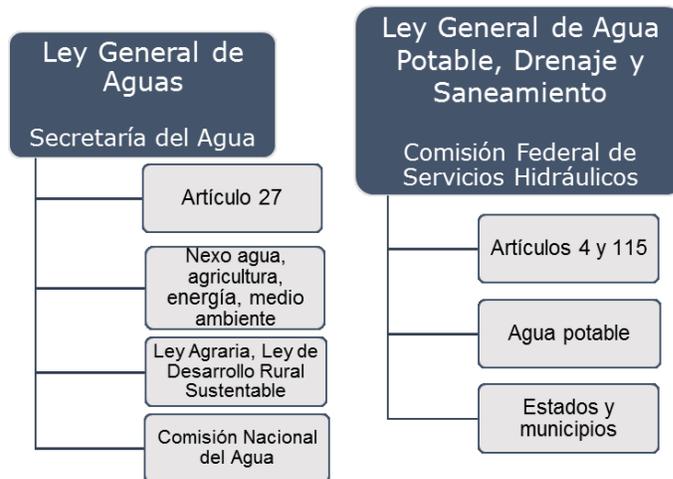


Figura 10. Resolución del marco legal separando el cumplimiento del derecho humano al agua de la gestión integral del agua.

Es necesario que la política hídrica esté al mismo nivel, articulada y armonizada con las políticas económica, energética, agropecuaria, acuícola, forestal, ambiental, de cambio climático, de desarrollo urbano, de ordenamiento del territorio y de protección civil. Sucede que la política hídrica sólo ha aplicado a la Comisión Nacional del Agua (Conagua), nunca se ha logrado su transversalidad y ha estado subordinada a las otras. El agua siempre se ha visto como un insumo o algo que se da por descontado que existe y puede ser empleada sin límite. Los ejemplos más evidentes están en el uso agrícola, principal usuario y causante de sobreexplotación de acuíferos y sobreextracción en cuencas; y el crecimiento urbano, sin considerar las fuentes de agua y zonas de recarga, entre otras. Es toral fortalecer la política hídrica, dando el nivel que merece a un recurso estratégico y de seguridad nacional.

En ese orden de ideas, es obligado diseñar, implementar y evaluar dicha política hídrica, con miras a ver su real impacto en el logro de retos y reducción de problemas en materia de agua. Ello debe ser mediante el establecimiento de un Sistema Nacional de Estadística del Agua, inclusivo, transparente y accesible a todos, para rendir cuentas de los avances.

La continuidad en la planeación hídrica y su evaluación ha sido una tarea inacabada y parcialmente ejecutada. Los objetivos de los tres últimos programas hídricos son en lo general muy similares. Todos apuntan a producir más en el sector agropecuario, con un uso más eficiente del agua; dotar de agua para consumo humano y servicios relacionados, incluido el saneamiento; mejorar el agua en cuencas y

acuíferos; consolidar la participación social en la toma de decisiones de la gestión del agua y promover una cultura del buen uso del agua; prevenir a la sociedad de riesgos derivados de eventos extremos, como inundaciones y sequías; mejorar técnica, financiera y administrativamente el sector hidráulico, y consolidarlo en el plano internacional. Si se comparan con los grandes objetivos del primer Programa Nacional Hídrico de 1975, se puede concluir que, en esencia, son los mismos. Se podría asumir que desde aquella época se tiene claro lo que se debe hacer en materia de agua y que sólo basta continuar para resolver los problemas del agua. Sin duda es obligado continuar con esa ruta, pero lo preocupante es que incluso con rumbo claro, la problemática del agua es más aguda. Entre las razones para ello están la poca o nula transversalidad de las estrategias y acciones emprendidas en otros sectores de la economía mexicana y en la propia autoridad del agua; el establecimiento de metas y acciones de poco impacto o poco alcance; la desvinculación de las acciones previstas en la planeación con compromisos que sí cuentan con presupuesto y prioridad de atención; la carencia de una cartera de proyectos o la desvinculación de ésta con la planeación; escasa o insuficiente asignación de presupuesto a las acciones previstas en el programa; escaso o nulo presupuesto a objetivos, estrategias y acciones, que implican conceptos fundamentales catalogados como gasto corriente (no de inversión), como estudios, medición del ciclo hidrológico y vigilancia del cumplimiento de la ley. La propuesta lógica es rescatar y fortalecer la planeación hídrica, dándole el sentido de guía de las acciones por realizar y soportarlo con presupuesto suficiente (Figura 11).



Figura 11. Fortalecimiento de la política hídrica en la nueva gestión del agua.

Un aspecto que requiere especial atención es la distribución de roles y competencias en la gestión integrada del agua en México. Se señala que la autoridad del agua no ha cumplido su tarea y se busca cambiar sus atribuciones en los distintos proyectos de ley, proponiendo una distribución de responsabilidades de los actores del agua diferente, pero tendiente a dar mayor participación a la sociedad.

Los temas fundamentales probados con éxito en muchos países y recomendados por organizaciones internacionales y por entidades de Naciones Unidas son los siguientes: la gestión del agua se debe hacer por cuenca (o por acuífero), nunca por estado, municipio o localidad; la

desconcentración de actos de autoridad en el nivel de cuenca o grupos de cuenca, nunca en otros órdenes de gobierno; la descentralización de tareas y acciones, no actos de autoridad. No se debe perder de vista que la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos señala claramente que la administración de los recursos hídricos es indelegable e imprescriptible responsabilidad del ejecutivo federal. También indica la obligación de los municipios de proveer los servicios de agua y saneamiento a la población. Sin embargo, en un marco de corresponsabilidad y coadyuvancia para hacer más ágil y efectiva la gestión del agua es posible y deseable que múltiples tareas y acciones sean realizadas por estados y usuarios del agua organizados con fundamento en la ley (y apoyados en experiencias de buenas prácticas en otros países y recomendaciones internacionales).

Todos los anteriores conceptos y propuestas deberían quedar en la nueva Ley General de Aguas que reglamente el artículo 27 constitucional, párrafo quinto, con los siguientes principios:

- El agua es un bien vulnerable y finito, con valor social, económico y ambiental.
- El agua es un elemento estratégico para el desarrollo, por lo que su conservación, preservación, protección y restauración en cantidad y calidad es asunto de seguridad nacional.
- Su gestión debe ser:
 1. Por cuenca, con prioridad en la acción y decisiones de los actores locales.

2. Desconcentrada y descentralizada, con la participación de los tres órdenes de gobierno, usuarios, particulares y autoridades.
3. Integrada, con atención a su uso múltiple y sustentable, así como a su interrelación con otros recursos.
4. Que considere el cambio global y efectos de eventos extremos.

La tecnología y el agua en México

La nueva gestión del agua no puede estar ajena a las tecnologías de información y comunicación. Los países más avanzados en esta materia han actualizado la medición del ciclo hidrológico y utilizan para su análisis tecnologías de la cuarta Revolución Industrial. Entre los más relevantes se pueden mencionar:

- Adquisición remota de datos meteorológicos e hidrológicos (tecnologías geoespaciales — GRACE, GOES 16—, I o T).
- Manejo de grandes cantidades de datos (*Big Data*) (especialmente los vinculados con la medición del ciclo hidrológico con equipos automáticos y satelitales).
- Automatización de monitoreo del ciclo hidrológico, procesamiento, modelación y difusión de pronósticos de clima y escurrimiento (cómputo en la nube).

- Datos abiertos y desarrollo de algoritmos inteligentes (“machine learning”).
- Inteligencia artificial y aumentada.

Quizá el mayor avance de la tecnología para la gestión de recursos hidráulicos provenga de las imágenes satelitales captadas por la NASA y la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés), que mejoran su resolución y bandas recibidas. El proyecto denominado Laboratorio Nacional de Observaciones de la Tierra (LANOT), donde participan múltiples instituciones (14), incluido el IMTA, es el uso de la última tecnología del Satélite GOES 16. Su uso tiene que ver con propósitos meteorológicos, hidrológicos, geohidrológicos, y de cobertura del uso del suelo y su condición, entre otros; para mejorar evaluaciones y pronósticos es aún incipiente, pero muy promisorio y debe ser reforzado.

Otro ejemplo del empleo de las nuevas tecnologías en la gestión del agua es el Modelado de Información de Construcción (BIM, por sus siglas en inglés, *Building Information Modeling*) en seguridad de presas. Este modelado incluye el proceso de generación y gestión de datos de una presa durante su ciclo de vida, utilizando *software* dinámico en tres dimensiones y en tiempo real, para disminuir la pérdida de tiempo y recursos en el diseño y la construcción, abarcando la geometría de la presa, relaciones espaciales e información geográfica, así como las cantidades y propiedades de sus componentes. De esta forma, las variables de control más importantes del comportamiento de presas

están monitoreadas para que los equipos, sensores y elementos trabajen correctamente en el presente y en el futuro; los datos son representativos y con la precisión requerida, todos son accesibles y están actualizados para que el comportamiento de la presa sea entendido, y las anomalías detectadas para la correcta gestión de su seguridad.

Con el objetivo de mejorar la gestión integral del agua en la cuarta Revolución Industrial, México está obligado a invertir los recursos necesarios en investigación y desarrollo tecnológico. Es urgente impulsar la descentralización de actividades científicas y tecnológicas a múltiples instituciones de investigación y de educación superior, y promover los proyectos multiinstitucionales. Las dependencias del gobierno federal, los gobiernos estatales y municipales, y la iniciativa privada deben invertir más en investigación y desarrollo tecnológico. Un programa nacional de investigación y desarrollo tecnológico en materia de agua con fondos suficientes, tal y como lo señala la Ley de Aguas Nacionales vigente, es de suma relevancia.

Costo y tiempo para lograr la sustentabilidad hídrica

Se consideran cuatro grandes ejes para lograr la sustentabilidad y seguridad hídrica: cuencas y acuíferos sustentables, corrientes

saneadas, derecho humano al agua y la atención ante fenómenos hidrometeorológicos extremos (sequías e inundaciones). México debe superar un déficit de agua de 41.28 miles hm^3 para tener cuencas y acuíferos sustentables. Asimismo, debe captar, tratar y descargar con calidad suficiente 4 079.4 hm^3 de aguas residuales municipales para sanear sus corrientes. También se deben ofrecer servicios con infraestructura de agua potable y alcantarillado a 36.8 y 40.5 millones de habitantes, respectivamente, para alcanzar el derecho humano al agua y saneamiento. Por último, debe mitigar los efectos de las inundaciones a 1.95 millones de habitantes, incluyendo las zonas metropolitanas de la Ciudad de México y Guadalajara, y 1.07 millones de hectáreas de zonas agrícolas.

Para lograr la sustentabilidad y seguridad hídrica se requiere una inversión total de 612.90 mil millones de pesos, principalmente en Valle de México, Lerma-Santiago-Pacífico y Río Bravo. Para tener cuencas y acuíferos sustentables se requieren 322.7 mil millones de pesos. Asimismo, son necesarios 73.2 mil millones para proteger poblaciones ante fenómenos hidrometeorológicos extremos. Para cubrir al 100% los servicios de agua potable y alcantarillado se requieren 83.1 y 88.5 mil millones de pesos, respectivamente. Para tener corrientes saneadas se necesitan 9.2 mil millones de pesos.

Conclusiones

No se puede resolver el reto del agua en México en seis años, pero sí es posible establecer las bases para hacerlo.

Se requieren al menos 24 años (2042) para contar con infraestructura que contribuya a lograr la sustentabilidad y seguridad hídrica en México, conforme al presente ritmo de inversiones de 48.8 mil millones de pesos.

A estas inversiones para infraestructura nueva se debe sumar el costo de operación y mantenimiento de las obras ya existentes, estimado en 17 mil millones de pesos, al igual que el gasto corriente y de inversión para la administración del agua y cumplimiento de la ley; la medición del ciclo hidrológico; la planeación hídrica; la participación social; la investigación, educación y formación de capacidades, y la cultura del agua, equivalentes a un presupuesto anual conjunto de 7 mil millones de pesos.

Referencias

- Arreguín-Cortés, F., López-Pérez, M., & Montero-Martínez, M. (2015). *Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático: efectos del cambio climático en el recurso hídrico de México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Alston, P., & UN Human Rights Council. (2019). *Climate change and poverty. Report of the Special Rapporteur on extreme poverty and*

human rights. Recuperado de
<https://www.ohchr.org/EN/Issues/Poverty/Pages/AnnualReports.aspx>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México, edición 2017*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2018). *Acuerdo por el que se dan a conocer los límites de las 757 cuencas hidrológicas que comprenden las 37 regiones hidrológicas en que se encuentra dividido los Estados Unidos Mexicanos (continúa en la Tercera Sección)*. DOF: 27/05/2016. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5439123&fecha=27/05/2016

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture: Managing systems at risk*. Rome, Italy/London, UK: FAO/Earthscan. Recuperado de www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf

GISTEMP Team. (2019). GISS Surface Temperature Analysis (GISTEMP). NASA Goddard Institute for Space Studies. Recuperado de <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Encuesta Intercensal 2015. Tabulados básicos*. Recuperado de www.inegi.org.mx

- NASA, Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio. (2018). *2017 global significant weather and climate events*. Recuperado de <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201713>
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2014). *Tropical cyclone climatology. High resolution history maps. All North Atlantic and Eastern North Pacific tropical cyclones*. Recuperado de <https://www.nhc.noaa.gov/climo/>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision. Key facts*. Recuperado de <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>
- Rodríguez, M., Velitchko, T., Cortez, P., Sainos, A., Llaguno, O., Sandoval, L., Ortega, D., Mendoza, E., & Navarro S. (2017). *Índices de seguridad hídrica (ISH). Clave: HC1711.1. Informe final*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- UNICEF & OMS, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, Organización Mundial de la Salud. (2019). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. FAO (2017). FAO's work on climate change. United Nations Climate Change Conference 2017*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i8037e.pdf>
- UNCTAD, United Nations Conference on Trade and Development. (2015). *De las decisiones a las acciones. Informe del Secretario General de la UNCTAD a la XIV UNCTAD.UNO*. Recuperado de https://unctad.org/es/PublicationsLibrary/unctad_xivd1_es.pdf



2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0

(<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

World Economic Forum. (2019). *The global risks report 2019* (14th ed.).
Geneva, Switzerland: World Economic Forum.