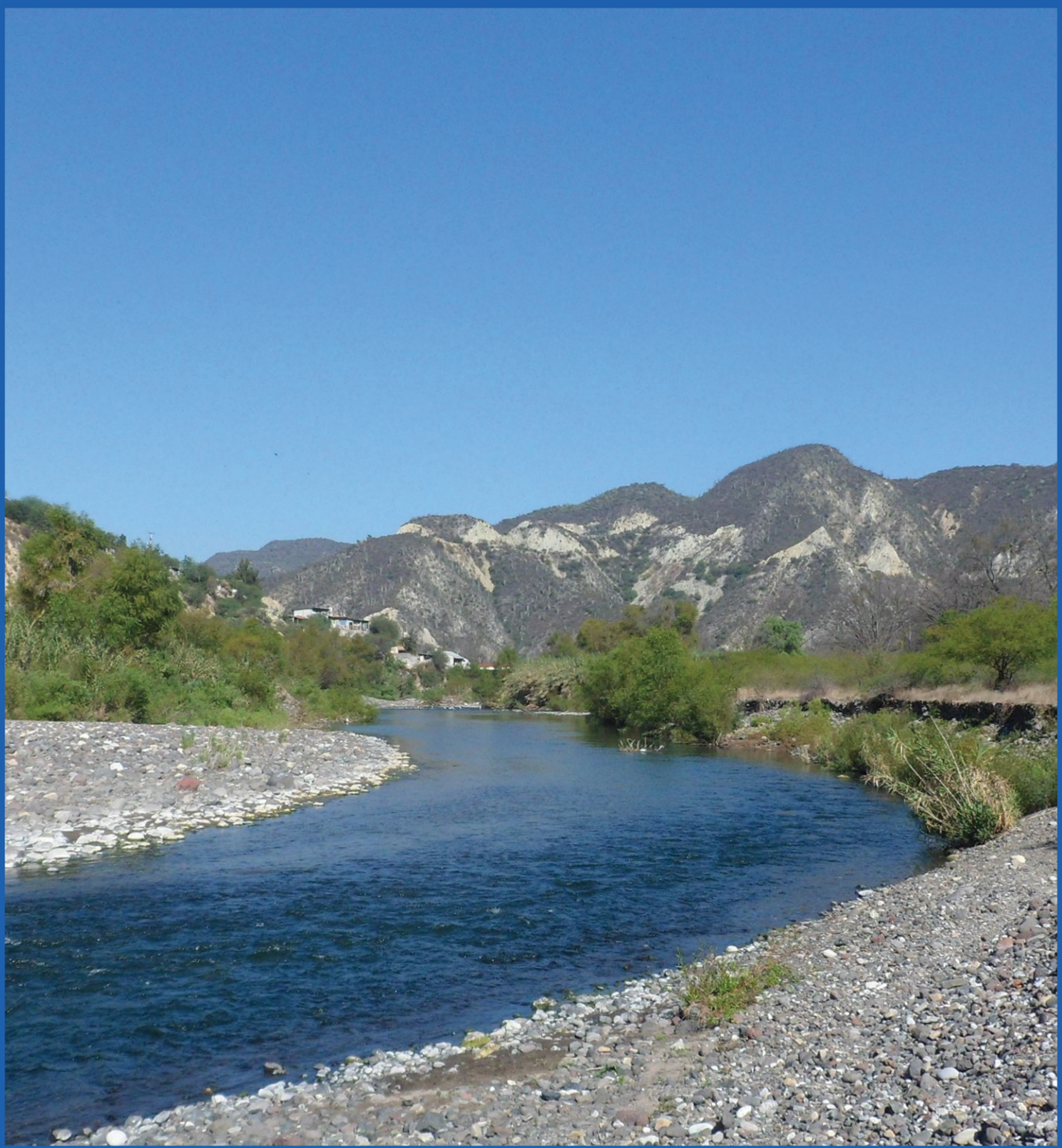
ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

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



Vol. VI, núm. 3, mayo-junio de 2015

Tecnología y Ciencias del Agua

Consejo Editorial

M.I. Víctor J. Bourguett Ortiz
Director General del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Comisión Federal de Electricidad

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

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

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

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

Editor en Hidráulica
Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Comisión Nacional del Agua

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

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

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

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

Comité Editorial

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

©***TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA***, vol. VI, núm. 3, mayo-junio de 2015, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tlaloc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 30 de junio de 2015.

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

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

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

ISSN 2007-2422

Para comentarios a la Coordinación Editorial, dé clic aquí

Tecnología y Ciencias del Agua

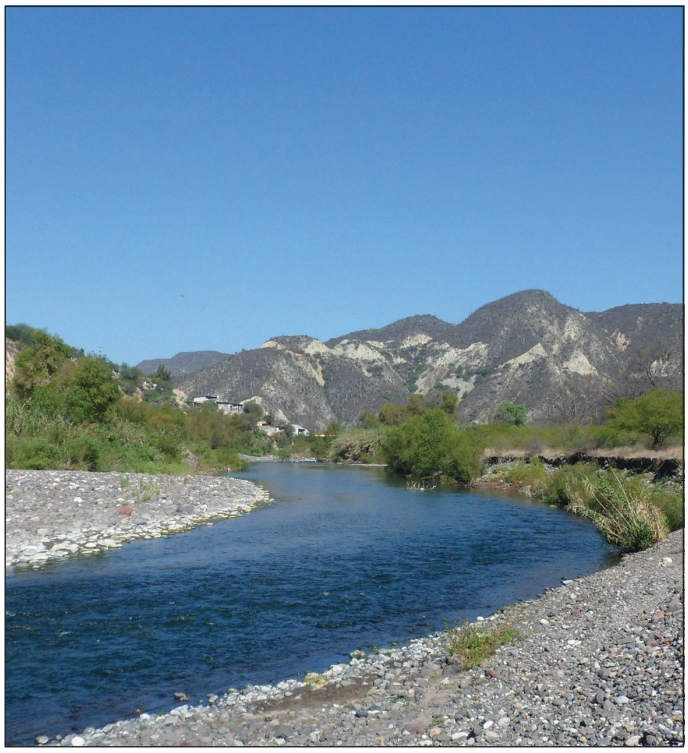
Vol. VI, núm. 3, mayo-junio de 2015

Para suscripciones, dé clic aquí

Portada: Río Grande, Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo, México.

México, por su ubicación geográfica, es un país vulnerable a la ocurrencia de diversos fenómenos hidrometeorológicos, principalmente a la formación y desarrollo de ciclones tropicales en la costa del Pacífico y del Golfo de México. Un efecto de estos fenómenos –en cualquiera de sus etapas– son las inundaciones originadas por lluvias torrenciales; sin embargo, no es el único factor que determina la magnitud de estas catástrofes, también incluye la distribución espacial de la lluvia, la morfometría de los cauces, la infraestructura, la topografía, el relieve, la cobertura vegetal, el uso de suelo y las unidades edafológicas. Por tanto, es imprescindible realizar un estudio integral para zonas con alto riesgo a inundación, el cual debe proponer acciones, obras y programas que prevengan, reduzcan, atiendan y mitiguen los daños ocasionados por tales catástrofes. Ver el artículo "Riesgo a inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México" de Hugo Larios-Tlali *et al*. (pp. 39-56).

Foto: Hugo Larios Tlali.



Cerro del Grillo, Zacatecas, México, año 2011.

Foto: Thomas Hillerkuss.

Contenido

Artículos técnicos

Strategies for Dam Safety Risk Management in Mexico
Eduardo Botero-Jaramillo
Alexandra Ossa-López
Raúl Flores-Berrones

Cinética de consumo de nutrientes y crecimiento de un *bloom* de microalgas en un fotobiorreactor High Rate Algae Pond (HRAP)
Sara Haro
José Antonio Perales

Fórmulas generales para los coeficientes de Chézy y de Manning
Oscar Jiménez-Medina

Riesgo a inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México
Hugo Larios-Tlali
Elibeth Torres-Benites
Abel Quevedo-Nolascol
Mario R. Martínez-Menes
Jorge A. Salgado-Tránsito

Hidrogeoquímica y procesos naturales de ablandamiento del agua subterránea en sistemas kársticos
Luvina Bibiano
J. Gárfias
Hilario Llanos

Comparativa de algoritmos para la optimización de un sistema de recursos hídricos
Néstor Lerma
Javier Paredes-Arquiola
Joaquín Andreu
Abel Solera

Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real
Noelia Alasino
Florencia Nadal
Laura Primo
Pablo Bollo
Nancy Larrosa

Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Jerez, estado de Zacatecas, México
Ernesto Patricio Nuñez-Peña
Felipe de Jesús Escalona-Alcázar
Jorge Bluhm-Gutiérrez

Contents

Technical articles

Estrategias para la gestión de riesgos de seguridad de presas en México 5
Eduardo Botero-Jaramillo
Alexandra Ossa-López
Raúl Flores-Berrones

Kinetics of Nutrient Uptake and Growth of a Bloom of Microalgae in a High Rate Algae Pond (HRAP) Photobioreactor 15
Sara Haro
José Antonio Perales

General Formulas for Chezy and Manning Coefficients 33
Oscar Jiménez-Medina

Flood Risk in a Sub-basin of the La Antigua River, Veracruz, México 39
Hugo Larios-Tlali
Elibeth Torres-Benites
Abel Quevedo-Nolascol
Mario R. Martínez-Menes
Jorge A. Salgado-Tránsito

Groundwater Hydrochemistry and Natural Softening Processes in Karstic Systems 57
Luvina Bibiano
J. Gárfias
Hilario Llanos

Comparison of Algorithms for the Optimization of Water Resources Systems 79
Néstor Lerma
Javier Paredes-Arquiola
Joaquín Andreu
Abel Solera

Kinetic and Hydraulic Behavior of a Full-Scale Constructed Wetland 93
Noelia Alasino
Florencia Nadal
Laura Primo
Pablo Bollo
Nancy Larrosa

Hydrogeochemical Characterization of the Jerez Aquifer, Zacatecas, Mexico 105
Ernesto Patricio Nuñez-Peña
Felipe de Jesús Escalona-Alcázar
Jorge Bluhm-Gutiérrez

Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz
Alan de la Torre-Guerrero
Emmanuel Ortega-Martínez
Antonio Cardona-Benavides

Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz
Alan de la Torre-Guerrero
Emmanuel Ortega-Martínez
Antonio Cardona-Benavides

La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México
Patricia Rivera
Adrián Guillermo Aguilar

Comprehensive Water Management in Urban Areas: Case Study of Zacatecas-Guadalupe, Mexico 125
Patricia Rivera
Adrián Guillermo Aguilar

Notas técnicas

Technical notes

Búsqueda del cambio climático en la temperatura máxima de mayo en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México
Daniel Francisco Campos-Aranda

Search for Climate Change in Maximum Temperatures in May based on 16 Weather Stations in State of Zacatecas, Mexico 143
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión 161
Guía para colaboradores 163

Discussion 161
Contributor's guide 163

Strategies for Dam Safety Risk Management in Mexico

• Eduardo Botero-Jaramillo* • Alexandra Ossa-López •
Universidad Nacional Autónoma de México
*Autor de correspondencia

• Raúl Flores-Berrones •
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Abstract

Botero-Jaramillo, E., Ossa-López, A., & Flores-Berrones, R. (May-June, 2015). Risk Management Strategies for Dam Safety in Mexico. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), *6*(3), 5-14.

Safety protocols for dams worldwide are currently based mainly on: understanding possible failures; quantitative risk assessment; justification of risks taken (with reference to accepted standards and good practices); historical records of dam performance; new criteria and state-of-the art designs; the need to prioritize research; solutions to known problems; better communication of risks to the public, civil organizations and decision- makers; and the improvement of risk management through clearly defining and assigning responsibilities (Bowles, 2013). In addition, these protocols are equally applied to dam owners, regulatory organizations, insurance companies and consulting companies. This article discusses the current framework used to evaluate dam safety at the international level and proposes a specific methodology to evaluate existing dams in Mexico. It also discusses the urgent need to study the possibility of removing dams that present unacceptable risks and for which rehabilitation is not cost-effective.

Keywords: Risk analyses dams, dam removal, dam rehabilitation.

Resumen

Botero-Jaramillo, E., Ossa-López, A., & Flores-Berrones, R. (mayo-junio, 2015). Estrategias para la gestión de riesgos de seguridad de presas en México. Tecnología y Ciencias del Agua, *6(3), 5-14.*

Alrededor del mundo, actualmente los protocolos de seguridad de presas se basan de manera principal en el entendimiento de las posibles fallas; evaluación cuantitativa del riesgo; la justificación de los riesgos que se toman (con referencia a las normas aceptadas y buenas prácticas); catálogo de desempeño histórico de presas; nuevos criterios y el estado del arte de los diseños; la necesidad de priorizar la investigación; soluciones a los problemas conocidos; una mejor comunicación de riesgos para el público, las organizaciones civiles y los que toman las decisiones; y la mejoría de la gestión de riesgos, a través de la definición clara y la asignación de responsabilidades (Bowles, 2013). Además, estos protocolos se aplican de igual forma a los propietarios de las presa, organismos reguladores, compañías de seguros, compañías y empresas de consultoría. Este artículo discute el marco actual para la evaluación de la seguridad de presas en el plano internacional, y se propone una metodología específica para la evaluación de las presas existentes en México. También se discute la necesidad urgente de estudiar la posibilidad de retirar las presas que presentan riesgos más allá de lo tolerable y cuya rehabilitación no es rentable.

Palabras clave: *análisis de riesgo en presas, remoción de presas, rehabilitación de presas.*

Recibido: 22/05/2014
Aceptado: 19/01/2015

Introduction

Traditionally, dam safety has been considered merely a technical matter. This has led to regulatory decisions based exclusively on engineering standards. This is not wrong, but over time, in countries such as the United States, Australia and the United Kingdom, decision-making has evolved with some independence in different sub-disciplines. This is in contrast to a comprehensive, integral examination of the global security of a project being carried out by only one organization (USSD, 2006; Hughes *et al*., 2000; Brown & Gosden, 2004; Cooper, 2013). This evolution has taken place, in general, in isolation from other fields of engineering and industry. As a result, the risk levels associated with dam safety norms may significantly vary according to the possible failures considered, their consequences and the country where they are applied.

In this context, it should be considered that dam safety must be judged based on technical norms and good practices (common sense, rational operation of structures, coherent actions, efficiency and expeditiousness of decision making, etc.), in addition to an understanding of the failure modes and tolerable risk criteria (safety-life). Additionally, the full range of load events and all significant and physically feasible failure modes must be taken into account. Decision-making related to risks and structural loads must be based on engineering criteria through the characterization of failure risk and the estimation of the potential consequences.

Due to the issues raised above, it is necessary to propose a portfolio of possible risks for each dam. The safety of one structure may compromise others (downstream) through possible interdependence of dam failures, mainly due to large floods, which may affect dams in the region or basin. Major earthquakes (design and/or maximum credible) may also pose a threat. This interdependence can be directly related to time, due to the possible deterioration of the dam (progress of internal erosion, loss of operational capacity of the appurtenant structures, faulty filters, creep, aging of the construction materials, etc.). Additionally, the consequences of the failure may be subject to external changes through time (population growth downstream of the dam, changes in the use of the soil, climate change, etc.).

Finally, this article discusses the current framework for the evaluation of dam safety at the international level, and a specific methodology for the evaluation of the existing dams in Mexico is proposed. We also discuss the urgent need to study the possibility of removing dams that present risks beyond what is tolerable and are not cost-effective to improve.

General Context of the Problem of Dam Safety

Historically, the development of dam infrastructure has been tied to the premise that "infrastructure follows floods and people follow the infrastructure" (Snorteland, 2013) carrying out their daily activities around it, and developing their houses and works near to the water resources. For this reason, the importance of the study of dam safety increases on a daily basis, due to the direct tie between population growth and the continually-increasing demand for energetic resources and resources for the sustenance of human activities.

In the last twenty years, significant advances have been achieved in dam durability. The technical and scientific foundations that have been developed make it possible to define the levels of safety that dams and temporary constructions must have. A more complete and complex scientific basis has been laid out for the understanding of geological and hydrological phenomena, the nature and behavior of materials, the types of load, the cycles that dams undergo and the appropriate operation procedures (Marengo, 2011).

In developed countries (Snorteland, 2013; McClenathan, 2013), the construction of new dams has substantially diminished. Currently, work in this field is focused on rehabilitation, extension of useful life, increasing safety, updat-

ing the original design characteristics to adapt to climate change, permanent closing and, in some cases, the removal of infrastructure and remediation of the zone affected by sediment. In Mexico, due attention has not been given to these recent trends. The main focus has been the construction of new dams for the water supply and for hydroelectric energy generation. This does not mean that a particular implementation of the aforementioned measures should begin, due to the high average age of the dams.

Dam Safety Management Program

At the international level (ICOLD, 2005; FERC, 2005; ANCOLD, 2003), permanent programs for the management of dam safety cover mainly the following aspects:

- Maintenance and safe operation of the dam, within the safety levels considered in the design.
- Verification that design expectations are met and identification of possible deviations in safety levels, through monitoring and vigilance.
- Periodic reviews of the existing dam and of its performance in order to identify safety issues, including the analysis of potential modes of failure and the development of a remediation strategy.
- Planning for the management of possible incidents at the dam, including action plans, drills and the determination of affected and high-risk zones.
- Prioritizing which safety issues or existing problems may require immediate attention, and which may be handled through a continued dam safety improvement program.

In accordance with these points, it must be considered that all decisions on dam safety can be categorized in terms of the answers to the following questions:

- Determination of tolerable risks: How safe is it to continue operating the dam?
- Uncertainty management based on available information and on the determination of paths toward risk reduction: How can one justify the current risks, and how, in a given period, can the safety goals for each dam be reached?
- How can we maintain and guarantee adequate safety levels, and what are the tolerable and acceptable levels of risk for the affected population, throughout the life cycle of the dam?

In response to these questions, a variety of options for the reduction of risk can be included in the portfolio. The most widely used in some countries (USD, 2004; AS/NZS, 1995) are related to the following considerations:

- Avoiding risks. This option must be considered before building a dam (at the stages of feasibility, planning and design), or perhaps in the closing of an existing dam. Additionally, it is possible to decide against the construction of a dam if the risk is too high. Risk tolerance levels have diminished in the last few decades as a direct response to the increasing amount of information and the formulation of laws, which protect the communities present in the zones where the project will be carried out.
- Reduction of the probability of occurrence of these incidents (prevention and control) in general, through structural measures for dam safety management, such as control and surveillance, instrumentation, periodical inspections or operational restrictions.
- Risk transfer to a third party through contractual agreements or the sale of the dam. This transference must involve a third party with technical and economical capabilities that allow them to carry out the necessary rehabilitation of the structure in order to reduce the level of risk, or to carry out the final removal of the dam.
- Remnant risk (acceptable or tolerable). After the risk level has been reduced or transferred, some residual risks remain,

and these may require risk financing for future repairs, rehabilitations or catastrophe response (insurance).

The aforementioned aspects are presented within an ideal framework of risk evaluation, remediation and control for existing dams. However, the majority of engineers who work in dam safety, as in the specific case of The United States, are not —according to the guidelines for the evaluation of risks put forth by the regulatory bodies of the country— experts in risk evaluation techniques. Thus, there is a need to educate dam safety engineers in the concepts and methods required for a real and opportune risk assessment, in accordance with the local normativity (Snorteland, 2013). There is much to learn: workshops and courses must be offered to train the person in charge of the dams. Finally, a culture must be developed in which risk evaluation is considered to be a valuable tool for the dam safety engineers.

The Case of Mexico, Risk Management and Reduction

General Approach

In Mexico, there are approximately 4 462 dams built by government agencies and private enterprises, with an approximate storage capacity of 150 billion m^3. Out of these, 667 (15%) correspond to large dams and 52 are classified as main dams (Conagua, 2011), which have a combined storage capacity of approximately 79% of the national total. The majority of the dams in the country are close to the end of their operational life. The service life range is normally estimated to be from twenty to fifty years; 71% of the existing dams are more than twenty years old, and the average age is 36 years. In addition, among the dams for which information is available, 28% exceed 50% of their sediment capacity, and only 2% (96) have instrumentation (inclinometer, piezometer, water level gauges, etc.). This translates to a loss of capacity in the reservoir due to sediment, pollution, possible deterioration as a result of poor maintenance, unknown risks, important changes in location and population density of the communities located downstream, etc.

Another problem with dam management in Mexico is the change of initial purpose for several dams. In some cases, they were initially constructed for irrigation, supply of drinking water and/or electricity generation. However, some projects that were developed for surface water are now handling wastewater, which is detrimental to the concrete and reinforcement steel that were used for construction and which negatively affects the safety factor.

Problems with the Management and the State of Dams

In Mexico it is necessary to consider, for several of the existing dams, the potential problems related with the management and the status of such dams that might increase the risk of flooding, which might happen under the following circumstances:

1. When an earth dam with a clay core shows transverse or longitudinal cracks, and an exceptionally strong storm occurs, the risk of collapse increases. The flood resulting from the collapse of a dam is one of the most destructive type of floods that can be experienced by the downstream valley.
2. When the dam has not performed adequately during an emergency, in a situation of rapid volume changes (fast emptying or filling). When the floodgates have suffered mechanical damage and have yet to be repaired, and the appropriate measures have not been taken, the risk of flood damage for the communities living downstream is increased.
3. When the dams generate an optimistic risk perception in the face of flooding (inaccurate perception of safety on the part of the regulating entities and the general population), the settling of communities in areas prone to flooding is encouraged. In that case, it is important to clarify to the communities

what level of protection will be provided and to explain the contingency plans that are in place.

4. When the dams are almost filled to capacity and when prolonged rains occur, the floodgates must be opened to their maximum.
5. Uncertainty in the face of meteorological phenomena produced by climate change, and the change of frequency, duration and intensity of the storms that produce flooding. There is a real risk that climate change may modify the hydrological base on which many dams were designed decades ago. This may lead to inadequate capabilities for handling the higher volumes of water that will most likely be produced by climate change. This has been observed repeatedly during extreme weather in Mexico in recent years.

Portfolio for Risk Management in Mexico

The National Water Commission, Conagua (Conagua, 2012b; Arreguín, Murillo & Marengo, 2013), currently have a database that allows knowing the relevant data of each curtain, such as spillway, levees, galleries, outlet works, gates and valves. This information is constantly updated. In the last 3 years, Conagua has made about 2 200 revision of dams. The current base information consists of 5 166 dams. These studies provide an appreciation of the general conditions of each dam and determine whether any required special attention is needed in terms of operation or repair. Related with the operational aspects, there exist a Technical Committee of Operation of Hydraulic Works, CTOOH, which is a multidisciplinary group (Federal Electricity Commission CFE, National Water Commission CNA, Institute of Engineering II UNAM, Secretariat of Agriculture, Livestock, Rural Development, Fisheries and Food SAGARPA and the National Meteorological Service SMN) composed of trained personnel in hydraulic works, geotechnical engineering, geology, power generation, irrigation, risks, potable water, and flood control. Its mission is to dictate policy management of reservoirs, by discussing the state of the dams and the short and medium-term forecast adaptations and adjustments required.

In addition, of the above aspects, it is proposed an implementation of risk management portfolios for dams in Mexico that will allow more updated risk information with the purpose of improving the safety management of each dam (or group of interdependent dams) with a common owner or operator. For this purpose, is necessary to consider that the creation a portfolio for risk management will not be an additional activity to be incorporated into the safety program of an existing dam. It will have to consist of a global perspective of the full safety program on the part of the owner or the operator (Bowles, 2006). It is estimated that this focus (USSD, 2004) may be an important and acceptable approximation for the prioritization of the cost-benefit relation in the implementation of corrective safety measures, and for the development of further research for the improvement of the safety of the dam, or group of dams. In addition, this perspective should provide ideas for the improvement of information for the owners and should provide information about the present and future implications and responsibilities entailed by their dams.

Of the approximately 4 500 dams currently in Mexico, 836 are taller than 15 m, and only 27% are federal property (Bowles, 2013; Conagua, 2011; Arreguín *et al.*, 2013). A methodology for the development of a risk portfolio is proposed for existing dams; this methodology considers the definition and management of risk and decision making and must encompass at least dams with a height above 15 m. Furthermore, in the development of such a risk portfolio, it must be considered that an important fraction of the dams are private property and/or have been abandoned. Those dams require special judicial measures. Figure 1 shows a flow diagram for the proposed method for storage or control structures taller than 15 m.

For the first aspect related to safety inspections (1 to 4), the guidelines mentioned in the

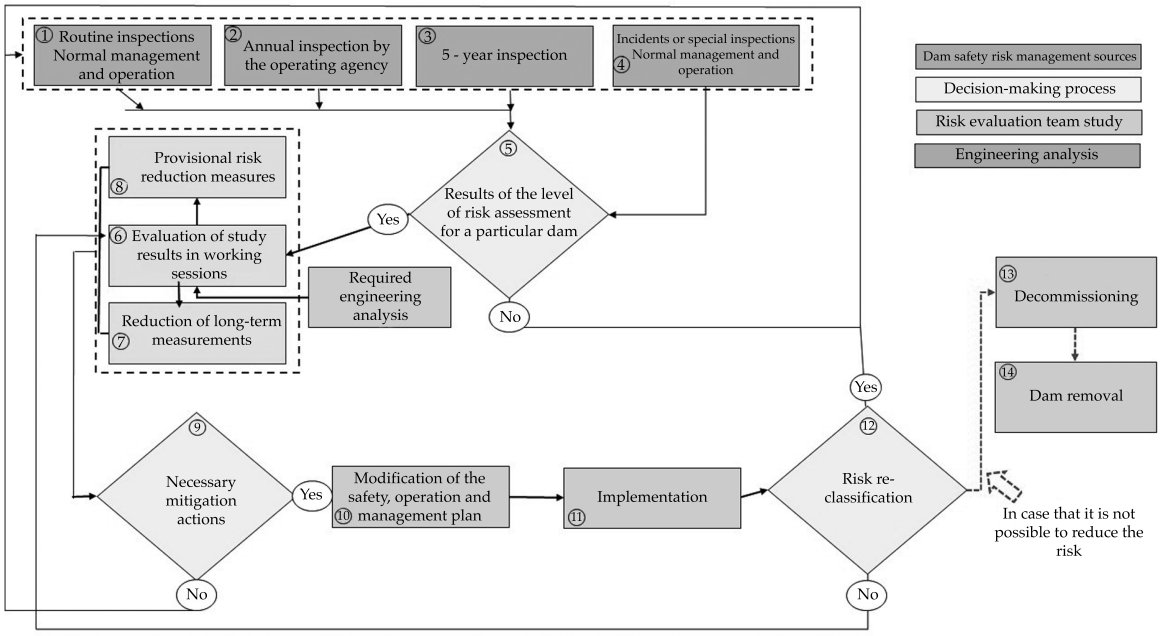


Figure 1. Flux diagram of the proposed method for structures taller than 15 m (modified of Cooper, 2013).

following points must be taken into account (ICOLD, 1989; ANCOLD, 1983; Conagua, 2012a y 2012b; Conagua, 2000; Arreguín *et al*., 2013). It is necessary to consider that the routine and annual inspections by the organization in charge will be centered on the operational and behavioral aspects in the short term, whereas the 5-year inspections must lead to a detailed analysis of the state of the curtain and to the determination of possible major corrective action. Finally, the analysis of special incidents or inspections may be centered on specific events that merit special study due to an extraordinary event. The aspects to be considered in these inspections are the following:

- Compilation of the information on the dam, as a starting point for the revision. Subsequently, it is necessary to carry out inspection visits that encompass the crest, embankment or wall facings, galleries, inspection and drainage tunnels, abutment slopes, reservoir and channel, spillways, intake discharge works, and the electro-mechanical mechanisms of intake and control.
- Knowledge of the dam behavior under normal and extraordinary service conditions, obtained by recording data from the instrumentation that should exist in the dam.
- Review of the hydrological safety, considering the transit of the design flood discharge by the reservoir, for the given return period with the criteria of the regulatory body. The physiographic characteristics of the basin, annual flood discharges, geometry of the excess works (it is also necessary to keep in mind that some of the existing dams lack these structures), elaboration of the topo-biometric curve of the basin and the operation policy.
- Due to the effects of climate change, the information from meteorological stations must be periodically updated, and information on rain and the duration of rain cycles should be distributed hourly.
- Review of the stability of the curtain and appurtenant structures by means of topo-

bathymetric surveys in order to determine the sediment level against the curtain; material resistance tests for rigid curtains and geotechnical explorations for flexible curtains, in order to determine mechanical properties; and geophysical explorations to build stratigraphic profiles of the hillsides and the foundational terrain. These tasks are complex because many curtains do not have construction blueprints and there is no historical archive that allows one to know a priori which materials were used, how they were distributed, what construction methods were used and what the placing and quality of the materials were. Because of this, the field explorations —in cases that call for it— will have to carry out surveys of the curtain bodies as well as laboratory tests.

- Timely detection of problems and deficiencies in the behavior of the dam and its foundations during construction and operation and the determination of the appropriate time for a correction, in accordance with the level of risk presented.
- Evaluation of seismic risk, including determination of the operating basis (OBE) and maximum credible (MCE) earthquakes, according to the seismicity of the zone, attenuation laws and seismic sources. In addition, the historical seismicity must be reviewed, and deterministic as well as probabilistic seismic risk analyses must be carried out to determine the responses and uniform risk spectra, respectively, in addition to the corresponding synthetic accelerogram.
- Determination of the safety factor for the established flux conditions, rapid emptying and earthquake, and determination of the condition of limit equilibrium for the reservoir at the high water mark (HWM), in rapid emptying with the reservoir at the maximum or minimum ordinary high water levels (MOHWL and MINOHWL, respectively), and the dynamic stability with the reservoir at the MOHWL.
- Calculation of the stress and strain states of the dam, pore water pressure, filtration pressure, freeboard loss, localized or generalized landslides and liquefaction potential.

The evaluation of the results from different inspections must lead to the determination of failure risk levels of the dam (5). If the dam has not presented protalbeblems historically or in recent inspections (1 to 4), it may be chosen to continue with periodic inspections. In the opposite case, the risk must be initially established (Botero & Romo, 2014; Bowles, 2013; Conagua, 2011; IMTA, 2001) through a process of delimitation of risk zones, which will have as a priority the determination of the flood zones downstream in accordance with the established risk types (*e. g.*, extraordinary discharge, collapse of the dam, sudden landslides within the basin, etc.). The zoning must also be permanently considered, so that active or structural measures may be taken, including protection works against floods as well as passive, non-structural measures. This is in addition to considering the possibility of the relocation of settlements, limitation of the growth of settlements that may be vulnerable and the periodic censuses of the vulnerable population. The risk levels can be defined according to table 1 (modified from FERC, 2013).

Remediation actions (9), safety plans, operation and management (10) and the implementation of the necessary measures (11) for the improvement of the stability and safety of the existing curtains will directly depend on the risk category, the type of problem that may occur and the types of damages and losses that may occur in the event of a collapse, as well as the speed with which the necessary actions will have to be implemented.

At the end of this continuous process, it must be determined whether success has been achieved and whether the evaluated structure presents a sufficient increase in safety and trustworthiness such that it deserves to be re-classified (12) as a safe structure. If it is not

Table 1. Risk levels for a dam.

Risk category	Description
Remote	The physical conditions for the development of a problem are non-existent, or unlikely to exist. A series of events would need to occur simultaneously or in sequence in order to trigger the failure. Furthermore, the majority of the necessary events are themselves unlikely. A flood or an earthquake with a return period of more than a million years would be necessary to trigger the failure.
Very low	The possibility cannot be disregarded, but there is no convincing evidence that suggests that it has ever happened, or that there may exist a situation that could lead to the development of the failure. Nevertheless, a flood or an earthquake with a return period between one million and 100 000 years could trigger it.
Low	Causes of defects are known. Indirect evidence suggests it, and it is possible, but the evidence strongly indicates a low probability of occurrence. Nonetheless, a flood or an earthquake with a return period between 100 000 and 10 000 years may trigger it.
Moderate	The fundamental conditions or defects that may produce the failure are known, and indirect evidence suggests that it is possible. However, there is more compelling evidence that it is improbable. A flood or earthquake with a return period between 1 000 and 10 000 years could trigger it.
High	Substantial evidence —direct or indirect— exists, that suggests that such an event has happened or is likely to happen. It is also likely that a flood or an earthquake with a return period between 100 and 1 000 years would trigger the potential failure.
Very high	There is direct evidence that indicates that the problem is being actively produced, or that it is most likely going to happen. A flood or earthquake with a return period of less than 100 years will most likely trigger the potential failure.

found to be safe, the evaluation must be carried out again, with the goal of determining which aspects continue to negatively influence the minimum safety parameters. If the situation is not remedied after this subsequent study, it will be necessary to carefully consider the possibility of removing the dam. This aspect is of great importance because in Mexico only two large dams and approximately 100 dams (< 15 m) has been removed (SMIG Dam Committee, 2013), but is necessary to considered it as a realistic necessity to remove a greater number of old dams. It is essential to create policy that allows and encourages (through incentives) the safe removal of the curtains, the remediation of the storage basins, the management of sediment and pollutants contained in the basins and the restoration of wildlife.

Finally, an Official Mexican Dam Safety Norm (NOM) must be created and must clearly state the responsibilities of the owners and operators with respect to the operation, maintenance, surveillance and risk reduction for the consequences of a possible failure of the dams. Most dams are the property of user associations, private parties or state governments; and only 440 dams are operated by CONAGUA and 54 by CFE (Arreguín, Hungsber, & Alfaro, 2005).

The future of dam management in Mexico

For future dams in Mexico, it is necessary to incorporate the established guidelines for safe management and continued operation, be it through federal, local or private operators. In addition, the following points must be considered (Marengo, 2011):

- Ensuring the introduction of the World Bank guide.
- Adapting geotechnical research to feasibility studies in all types of dams.
- Resolution of the recommendations, before finalizing the design.
- Provide security measures that guarantee the safety of the project.

- Co-finance packages that allow for the financing of project safety.
- Introduction of realistic programs.
- Resolution of the issues detected during construction.
- Continued presence of professionals in the project.
- Training of the local staff on the dam safety and monitoring program.

Conclusions

In this article, the different factors that may cause the failure of a dam have been indicated, and the existing risks in terms of damage and loss of human life have been explained, with an emphasis on the current situation around the world, and especially in Mexico, as a result of climate change.

In particular, the flood risks for settlements located downstream of the dam are laid out. There is a need for updated contingency plans, and aid must be provided to the aforementioned communities in case of flood.

Additionally, a method for a safety review of dams is proposed. Such a review would cover the hydrological aspects, curtain stability, structural integrity under different conditions of load, seismic activity and stability of the reservoir hillsides. It would also address overflowing, waterproofing of the foundations and the curtain and problems due to internal erosion in the case of embankment dams.

The necessity of shutting down dams, or removing abandoned dams in Mexico, is proposed, with an emphasis on the dangers and risks taken by not doing so.

The development of numerical methods and computational techniques allows for a better global view of these aspects. To date, the safety factors have been redefined, and human error has been significantly reduced by submitting and updating the design criteria of international consensus.

Dams are unique, and for that reason, it is necessary to study and control each one of them individually.

References

ANCOLD (1983). *Guidelines for Dam Instrumentation and Monitoring Systems*. Melbourne: Australian National Committee on Large Dams.

ANCOLD (October, 2003). *Guidelines on Risk Assessment*. Australian National Committee on Large Dams, Sydney, New South Wales, Australia: Australian National Committee on Large Dams.

Arreguín, F. I., Hungsber, U., & Alfaro, N. P. (2005). Dam Safety in Mexico. Las presas y el hombre. In G. A. Paz, H. Marengo & F. I. Arreguín (Eds.). *Avances en la Hidráulica 12*. México, DF: Asociación Mexicana de Hidráulica, A.C., Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua.

Arreguín, F. I., Murillo, R., & Marengo, H. (septiembre-octubre, 2013). Inventario Nacional de Presas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *4*(4), 179-185.

AS/NZS (1995). *Risk Management. Australian/New Zealand Standard, AS/NZS 4360*. Stathfield, New South Wales, Australia, and Wellington, New Zealand: AS/NZS.

Botero, E., & Romo, M. P. (2014). *Dam Design, Chapter 3: Rockfill with Concrete Facing. Civil Construction Design Manual of the Federal Electricity Commission (in Spanish)*. México, DF: Comisión Federal de Electricidad.

Bowles, D. S. (2006). *The Role of Dams in the 21st Century*. 26th Annual USSD Conference San Antonio, Texas, May 1-6.

Bowles, D. S. (2013). *Overview of Portfolio Dam Safety Risk Management*. 81st Annual Meeting of the International Commission on Large Dams. Seattle. United States.

Brown, A. J., & Gosden, J. D. (2004). *Interim Guide to Quantitative Risk Assessment to for UK Reservoirs*. London: KBR/Defra.

Conagua (2000). *Manual para la capacitación en seguridad de presas* (traducción de Training Aids for Dams Safety, de USBR 1990). México, DF: Gerencia de Ingeniería y Normas Técnicas.

Conagua (2011). *Water Statistics, 2011* (in Spanish). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (2012a). *Manual de mecánica de suelos, instrumentación y monitoreo del comportamiento de obras hidráulicas*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (2012b). *Sistema Informático de Seguridad de Presas. Versión 2*. México, DF: Gerencia de Ingeniería y Normas Técnicas.

Cooper, B. (2013). *Dam Safety Management within a Risk Framework, an Australian Dam Safety Regulator's Perspective*. 81st Annual Meeting of the International Commission on Large Dams, Seattle, United States.

FERC (2005). Chapter 14, Engineering Guidelines. *Dam Safety Performance Monitoring Program*. USA: FERC.

FERC (2013). *RIDM Training Toll Concepts*. USA: Federal Energy Regulatory Commission, Office of Energy Projects, Division of Dam Safety and Inspections.

Hughes, A. K., Hewlett, H. W. M., Morris, M., Sayers, P., Moffat, A. I. B., Harding, A., & Tedd, P. (2000). *Risk Management for UK Reservoirs*. Report C542. London: CIRIA.

ICOLD (1989). *Rock fill Dams with Concrete Facing. State of the Art*. Bulletin 72. Paris: International Committees on Large Dams.

ICOLD (2005). *Risk Assessment in Dam Safety Management: A Reconnaissance of Benefits, Methods and Current Applications*. Bulletin 130. Paris: International Commission on Large Dams.

IMTA (2001). *Geotechnics and Dam Engineering* (in Spanish). R. Flores-Berrones, V. Hristov-Vassilev, & X. Li Liu (Eds.). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

McClenathan, J. (2013). *Managing Spillway and Reservoir Capacity Changes, Making the Decision to Rehabilitate*. USACE, 81st Annual Meeting of the International Commission on Large Dams, Seattle, United States

Marengo, M. H. (2011). *Current and Future States of the Dams in Mexico, and Around the World. State of the Art and Prospects for Engineering in Mexico and the World* (in Spanish). México, DF: Academia de Ingeniería-Conacyt.

SMIG (2013). *Dam Committee. Mexican Society of Geotechnical Engineering*. Internal communication. México: SMIG.

Snorteland, N. (2013). *Overview of U.S. Army Corps of Engineers Portfolio Risk Management*. U.S Army Corps of Engineers, 81st Annual Meeting of the International Commission on Large Dams, Seattle, United States.

USSD (2004). *Dam Safety Risk Assessment: What is it? Who's Using it and Why? Where should we be going with it?* Utah, USA: USSD Emerging Issues White Paper.

USSD (2006). *The Role of the Dams in the 21st Century*. 26th Annual USSD Conference San Antonio, Texas, May 1-6, 2006.

Authors' Institutional Address

Dr. Eduardo Botero-Jaramillo

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Ciudad Universitaria, edificio 4-217
04510 México, D.F., México
Teléfono: +52 (55) 3208 5216; 5623 3600, extensión 8462
eboteroj@iingen.unam.mx

Dra. Alexandra Ossa-López

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Ciudad Universitaria, edificio 6-103
04510 México, D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8441
aossal@iingen.unam.mx

Dr. Raúl Flores-Berrones

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Coordinación de Hidráulica
Subcoordinación de Obras y Equipos Hidráulicos
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62440 Jiutepec, Morelos, México
Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 834
Fax: +52 (777) 3193 663
rflores@tlaloc.imta.mx

Haga clic aquí para escribir al autor

Cinética de consumo de nutrientes y crecimiento de un *bloom* de microalgas en un fotobiorreactor *High Rate Algae Pond* (HRAP)

• Sara Haro* • José Antonio Perales •
Universidad de Cádiz, España
*Autor de correspondencia

Resumen

Haro, S., & Perales, J. A. (mayo-junio, 2015). Cinética de consumo de nutrientes y crecimiento de un *bloom* de microalgas en un fotobiorreactor *High Rate Algae Pond* (HRAP). *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 15-31.

En el presente trabajo se cultivó un *bloom* de microalgas en un fotobiorreactor piloto tipo *high rate algae pond* (HRAP), con un volumen de 450 l. Éste se operó en discontinuo, con un medio sintético y bajo condiciones ambientales de luz y temperatura. El objetivo era utilizar un modelo cinético que predijera las velocidades de crecimiento de biomasa, consumo de nitrógeno y fósforo, y la evolución del contenido de estos dos nutrientes en la biomasa. Los resultados parecen indicar que el contenido en nitrógeno y fósforo se redujo en más de un 80% en el agua residual sintética y que efectivamente el modelo resultó útil para predecir el consumo de nutrientes por las microalgas, lo que junto con los datos experimentales del contenido en nutrientes de la biomasa indicó la existencia de otros procesos que compiten con las microalgas en la eliminación de los nutrientes del fotobiorreactor.

Palabras clave: *High rate algae pond*, microalgas, nitrógeno, fósforo.

Abstract

Haro, S., & Perales, J. A. (May-June, 2015). Kinetics of Nutrient Uptake and Growth of a Bloom of Microalgae in a High Rate Algae Pond (HRAP) Photobioreactor. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 15-31.*

In the present work, a bloom of microalgae was cultured in a pilot-scale high rate algae pond (HRAP) photobioreactor with a volume of 450 l. This was performed in batch with synthetic media under natural light and temperature conditions. The objective was to predict the kinetics of biomass growth, nitrogen and phosphorus removal, and the evolution of the biomass content in these nutrients. The results show a reduction in nitrogen and phosphorus contents of over 80% with synthetic wastewater and that the model was useful to predict nutrient uptake by microalgae which, along with experimental data related to nutrient contents of biomass, indicates the existence of other processes that compete with microalgae in the removal of nutrients in a photobioreactor.

Keywords: *High rate algae pond, microalgae, nitrogen, phosphorus.*

Recibido: 22/01/2014
Aceptado: 21/01/2015

Introducción

Uno de los problemas actuales de las masas de aguas naturales es la eutrofización. La eutrofización se define como "el aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno o de fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta" (Directiva 91/271/CE). Los principales nutrientes que conducen a la eutrofización de las aguas naturales son las formas de nitrógeno y fósforo (N orgánico, P orgánico, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^- y PO_4^{3-}) presentes en los efluentes secundarios de las plantas de tratamiento de las aguas residuales (Ruiz-Marin, Mendoza-Espinosa, & Stephenson, 2010).

Con el fin de minimizar este problema, la legislación europea establece una serie de requisitos para los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas

aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo (Directiva 91/271/CE). Los valores límites más restrictivos establecidos para fósforo y nitrógeno total son de 1 y 10 mg l^{-1}, respectivamente (Directiva 98/15/CE).

Las estaciones convencionales de tratamiento de aguas residuales están diseñadas para eliminar de manera eficiente la materia orgánica y los sólidos en suspensión, pero no para eliminar el contenido en nitrógeno y fósforo total (Abdel-Raouf, Al-Homaidan, & Ibraeheem, 2012). Por lo tanto, para cumplir con los niveles establecidos por la legislación vigente en las zonas sensibles, se están incorporando nuevas tecnologías a los diagramas de flujos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) (Arbib, 2012). El cultivo de microalgas se propone como un tratamiento terciario eficaz para eliminar el nitrógeno y el fósforo presentes en las aguas residuales (Oswald & Gotaas, 1957). Los mecanismos empleados por las microalgas para la eliminación de nutrientes pueden deberse a proceso bióticos, relacionados con la asimilación de nutrientes, o a procesos abióticos asociados con *stripping* del amonio y precipitación del fósforo a valores de pH elevados. Entre las ventajas del uso de microalgas destacan el abaratamiento de los costos; la eliminación simultánea del nitrógeno y fósforo sin necesidad de adicionar una fuente externa de carbono; la obtención de un efluente oxigenado, beneficiando así el medio receptor, y la posibilidad de su implantación aguas abajo de la estación depuradora sin necesidad de remodelar la planta de tratamiento. Además, esta vía también puede ser explotada para la producción de biomasa con un alto valor como materia prima en la fabricación de biocombustibles de tercera generación, al igual que para la biofijación de dióxido de carbono y su retirada de la atmósfera (Arbib, 2012).

Los sistemas de cultivo de algas en suspensión se clasifican por lo general en sistemas abiertos y cerrados (Tredici, 2004). Los sistemas de cultivo abierto, que se han venido empleando desde los años de 1950, se pueden clasificar en aguas superficiales naturales, como estanques, lagunas y lagos, y estanques artificiales. Dentro de estos últimos, los denominados "raceway ponds" o "High Rate Algae Ponds (HRAP)" son los más empleados. Por otra parte, los sistemas cerrados son reactores transparentes, de plástico o vidrio, y se clasifican en placa plana, fotobiorreactores tubulares y sistemas de bolsas (Cai, Park, & Li, 2012). Los fotobiorreactores HRAP son estanques abiertos, poco profundos (15-30 cm de nivel de agua), en los que las algas y los nutrientes son impulsados por unas paletas rotatorias que giran alrededor de un eje horizontal. Estos sistemas se caracterizan por ser baratos, fáciles de construir y operar (Arbib, 2012; Cai *et al*., 2012).

Con respecto a la eliminación del nitrógeno y fósforo del agua residual, lo importante no es la velocidad a la que crecen las microalgas sino la velocidad a las que las microalgas consumen el nitrógeno y fósforo, ya que no todos los nutrientes consumidos por las microalgas son empleados para crecer. Las microalgas tienden a consumir nitrógeno y fósforo en exceso, proceso conocido como "luxury uptake" (Powell, Shilton, Chisti, & Pratt, 2008).

El "Phototreatment model (PhBT)" es un modelo cinético que combina los procesos de crecimiento de la biomasa y asimilación de nutrientes y como consecuencia permite predecir la evolución del contenido de nutrientes en la biomasa en experimentos en discontinuo. Los experimentos llevados a cabo para desarrollar el PhBT se realizaron a pequeña escala (utilizando frascos Pyrex de borosilicato de dos litros como fotobiorreactores), y en condiciones controladas de luz y temperatura en el laboratorio. Debido al pequeño tamaño de los fotobiorreactores, las microalgas no se cosecharon, por lo que no se comprobó de modo experimental si la cantidad de nitrógeno y fósforo presente en las microalgas coincidía con las cantidades estimadas por el modelo PhBT (Ruiz *et al*., 2012a).

En el presente trabajo se pretende reproducir el procedimiento cinético establecido por el PhBT, usando un fotobiorreactor piloto tipo HRAP, operando en discontinuo bajo condiciones ambientales de luz y temperatura para predecir las velocidades de crecimiento, el con-

sumo de nutrientes, y el contenido de nitrógeno y fósforo presente en la biomasa.

Material y métodos

Microorganismos y medio de cultivo

Para este experimento se utilizó un *bloom* de microalgas, cuya especie dominante era *Coelastrum* sp., obtenido de los fotobiorreactores HRAP presentes en la planta piloto de la EDAR "El Torno", situada en Chiclana de la Frontera, Cádiz (36º 25' 38.15" N, 6º 9' 23.9" O), España. Para el cultivo de las microalgas se empleó medio COMBO (Kilham, Kreeger, Lynn, Goulden, & Herrera, 1998).

Fotobiorreactor

Para el desarrollo del experimento se empleó un fotobiorreactor piloto tipo HRAP. Se utilizó un HRAP de fibra de vidrio, con un volumen de 450 l, operando con una lámina de agua de aproximadamente 30 cm, y una superficie total de 1.93 m^2 (2 525 mm de longitud, 750 mm de anchura y 450 mm de profundidad) (figura 1). Lo que supone una relación superficie-volumen (S/V) de 3.62 m^{-1}. El cultivo se mezcla mecánicamente con cuatro paletas que giran en torno a un eje horizontal movidos por un motor a una velocidad óptima entre 5 y 7 rpm (Dodd, 1986).

La rueda de paletas está asentada sobre una depresión en el fondo del fotobiorreactor que sirve para reducir el flujo de retorno. Además, las paredes del HRAP están curvadas excéntricamente en sus extremos más alejados de la rueda de paletas para acelerar el flujo (Arbib *et al*., 2012).

Diseño experimental

El HRAP se puso a funcionar en las instalaciones habilitadas en el exterior del Centro Andaluz de Ciencia y Tecnología Marinas (Cacytmar).

El fotobiorreactor se inoculó con el *bloom* de microalgas hasta obtener una concentración inicial de entre 0.05 y 0.07 g SS l^{-1}.

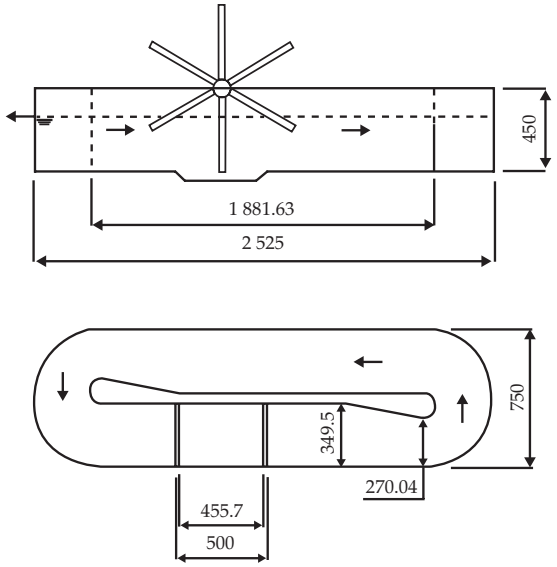


Figura 1. Planos y diagramas de flujos del fotobiorreactor HRAP, representados en mm.

El experimento se mantuvo en discontinuo hasta alcanzarse el estado estacionario; esto es, cuando la concentración de biomasa algal se mantuvo constante durante tres días consecutivos.

Procedimiento analítico

Se tomaron muestras todos los días y de manera aproximada a la misma hora. Los análisis realizados fueron concentración y composición de biomasa, concentración de nutrientes, y como parámetros de control se determinaron pH, intensidad lumínica y temperatura.

La biomasa en peso seco se determinó en forma de sólidos en suspensión mediante el método normalizado de los sólidos en suspensión secados en estufa de 103 a 105 ºC (APHA-2540 D), para ello se emplearon filtros de fibra de vidrio (GF/F CAT núm. 1825-047, Whatman™). Ésta también se determinó de forma indirecta por densidad óptica a 680 nm.

Cada vez que la concentración de biomasa en el fotobiorreactor se veía incrementada en más de 0.1 g SS l^{-1}, se centrifugaba un volumen

de cultivo adecuado para obtener la cantidad de biomasa necesaria para realizar, previo secado por liofilización, su análisis elemental de carbono, nitrógeno, hidrógeno, azufre (analizador CHNS Leco ® 932) y fósforo (digestor microondas modelo Speed Wave de Berghof y espectrómetro de emisión atómica de plasma IRIS Intrepid de Thermo Elemental). Cada uno de los elementos analizados se determinó por triplicado; en el caso del fósforo, por duplicado.

La concentración de nitrógeno y fósforo total se determinó mediante el método de oxidación propuesto por Köthe y Bitsch (1992). Para la oxidación previa de la muestra se añadió una microcuchara de reactivo OXISOLV® (Merck KGaA, Darmstadt, Alemania) a 10 ml de muestra; se incubó a 105 ºC durante 60 minutos y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Posteriormente se prosiguió con el análisis del nitrógeno y del fósforo en forma de nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) y fosfatos ($P\text{-}PO_4^{3-}$) mediante los métodos colorimétricos de Müller y Weidemann (1995), y APHA 4500-P-E, respectivamente.

La concentración de nitrógeno en forma de nitratos ($N\text{-}NO_3^-$), amonio ($N\text{-}NH_4^+$) y nitritos ($N\text{-}NO_2^-$) se midieron al inicio y final del experimento, conforme a los métodos colorimétricos de Müller y Weidemann (1995), APHA 4500-NH_3 D y APHA 4500-NO_2 B, respectivamente. La concentración de fósforo en forma de fosfatos ($P\text{-}PO_4^{3-}$) se midió de modo colorimétrico de acuerdo con el método normalizado APHA 4500-P-E.

El valor de pH se midió de forma electroquímica (pH-metro GLP 32, CRISON®). De manera puntual se tomaron datos de pH cada minuto durante 24 horas mediante una sonda de pH conectada a un *data-logger* de adquisición de datos, para poder estudiar cómo varía el pH en relación con el ciclo día-noche en función de la fotosíntesis.

También se tomaron datos de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y de la temperatura tanto externa como interna del fotobiorreactor cada cinco minutos; la adquisición de los datos se llevó a cabo mediante un *data-logger*.

Análisis estadístico

El análisis de los datos experimentales de evolución temporal de las concentraciones de biomasa, nitrógeno y fósforo se realizó conforme al modelo cinético PhBT (Ruiz *et al*., 2012a), basado a su vez en los modelos de crecimiento de biomasa microalgal y consumo de nutrientes en aguas residuales, propuesto por Verhulst (Verhulst, 1838) y Romero (Quiroga, Perales, Romero, & Sales, 1999), respectivamente. Para hacer el modelo se emplearon técnicas de regresión no lineal mediante la minimización del cuadrado de los residuos empleando la herramienta *Solver* de Microsoft Excel 2007.

Nomenclaturas

X: concentración de microalgas en un instante t.
X_o: concentración inicial de microalgas.
X_m: concentración máxima de microalgas que el sistema alcanzaría en *batch*.
$\mu(X)$: máxima tasa de crecimiento específico.
t: tiempo.
P_{VD}: productividad volumétrica del fotobiorreactor operando en discontinuo.
P_{VC}: productividad volumétrica del fotobiorreactor operando en continuo.
Pa: productividad superficial del fotobiorreactor operando en continuo.
Θ: tiempo de retención hidráulico (TRH) al que opera el fotobiorreactor.
h_{HRAP}: profundidad de la lámina de agua del fotobiorreactor.
S: concentración de substrato soluble en un instante t.
S_o: concentración de substrato inicial (nutrientes en el medio de cultivo).
S_{na}: concentración de substrato no asimilable.
X_o / Y_o: concentración de nutrientes en el inóculo.
St_o: concentración total inicial de substrato ($S_o + X_o/Y_o$).
$\mu(S)$: máxima tasa específica de captación de nutrientes: μN (máxima tasa específica de captación de nitrógeno) y μP (máxima tasa específica de captación de fósforo).

$1/Y$: composición de la biomasa en un instante dado.

S_P: contenido en nitrógeno o fósforo particulado en un instante t.

S_{Po}: concentración inicial de substrato particulado.

ΔY: procesos de acumulación o pérdida de reservas en la biomasa.

$S_{\mu X}$: concentración de sustrato obtenida de sustituir la μx (cuadro 1) en la ecuación (6).

$S_{\mu S}$: concentración de sustrato obtenida de sustituir la μS (cuadro 2) en la ecuación (6).

Resultados y discusión

Luz y temperatura

La radiación solar y la temperatura se monitorearon a lo largo de todo el experimento, obteniéndose una radiación solar media de 562.87 ± 145.94 µmol m^{-2} d^{-1} (p = 95%, n = 107), y una temperatura media en el interior y exterior del HRAP de 20 ± 0.71 ºC y de 21 ± 0.99 ºC (p = 95%, n = 107), respectivamente.

pH

El pH al inicio del experimento fue de 8.2 y fue aumentando hasta que aproximadamente a las 72 h de experimento se estabilizó en torno a un pH medio de 10.27 ± 0.08 (p = 95%, n = 24), pH superior al obtenido por Arbib *et al*. (2012) para este mismo fotobiorreactor HRAP (pH = 9.32 ± 0.30), pero utilizando agua residual en lugar de medio sintético, o al valor de 8.5 obtenido por Ketheesan y Nirmalakhandan (2012), cultivando *Scenedesmus* sp., en medio basal Bold´s en un *raceway* de 23 l con iluminación artificial en laboratorio. Estas diferencias pueden deberse a la hora a la que se realizó la medición del pH.

El valor de pH registrado es muy dependiente de la hora a la que se hace la medición. En nuestro caso, el pH se medía todos los días aproximadamente a la misma hora (9:00-11:00), pero el pH evoluciona a lo largo del día, como han indicado algunos autores (Ketheesan & Nirmalakhandan, 2012; Putt, Singh, Chinnasamy, & Das, 2011). Para comprobar dicha evolución, se realizó un registro completo del pH durante 24 horas (figura 2).

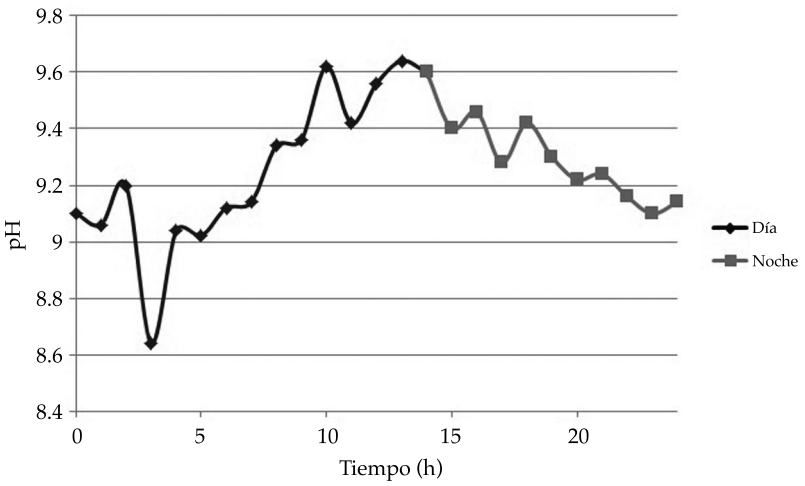


Figura 2. Evolución del pH en 24 horas desde el 30/05 a las 7:00 horas al 31/05 a las 7:00 horas. El 30/05, la salida del Sol se produjo a las 7:09 horas y la puesta a las 21:37 horas.

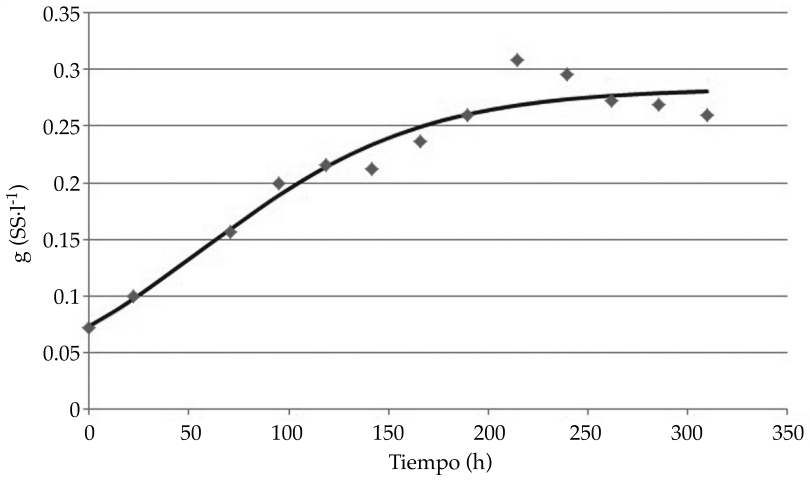


Figura 3. Evolución del *bloom* de microalgas en medio combo. Los rombos hacen referencias a los datos experimentales y la línea a los datos predichos por el modelo de Verhulst.

En la figura 2 se observa perfectamente como el pH aumenta durante el día, alcanza su pH máximo en la puesta de sol y disminuye de modo gradual durante la noche. Estas variaciones de pH se deben a los procesos biológicos de fotosíntesis (consumo de CO_2) y respiración (generación de CO_2) llevados a cabo por las microalgas (Margalef, 1983).

Crecimiento de biomasa

En la figura 3 se muestra el crecimiento del *bloom* de microalgas a lo largo de todo el experimento. Las microalgas crecen conforme a las fases de crecimiento microbiano en cultivos en discontinuo: fase de latencia, fase exponencial, fase estacionaria y fase de declive (Prescott, Harley, & Klein, 2004). En la figura 3 se observan con claridad las fases de crecimiento exponencial y estacionaria, mientras que las fases de latencia y declive no son apreciables. La fase de latencia probablemente no se aprecie debido a la similitud con las condiciones ambientales bajo las que se obtuvo el inóculo y la fase de declive debido a que el experimento se dio por finalizado cuando se alcanzó la fase estacionaria, aproximadamente a las 300 h de haberse iniciado el experimento.

La cinética de crecimiento de la biomasa se ha analizado de acuerdo con el modelo de Verhulst (Verhulst, 1838) y sus parámetros cinéticos aparecen recogidos en el cuadro 1. De acuerdo con este modelo, el crecimiento microbiano puede ser expresado como una curva sinusoidal, como describe la ecuación (1), donde X sería la concentración de microalgas en un instante t; X_o, la concentración inicial de microalgas; X_m, la concentración máxima de microalgas que el sistema alcanzaría en *batch*; μ, la máxima tasa de crecimiento específico, y t es el tiempo:

$$X = \frac{X_o X_m e^{\mu t}}{X_m - X_o + X_o e^{\mu t}} \qquad (1)$$

Por otra parte, con el fin de comparar los resultados obtenidos con otros experimentos, también se ha calculado la productividad volumétrica (cuadro 1), que se define como la biomasa producida por volumen de reactor y unidad de tiempo, es decir, nos muestra la capacidad que tiene un reactor de producir biomasa bajo condiciones de operación específicas. Este parámetro puede ser calculado a partir de la ecuación (2) (Ruiz *et al*., 2012a) utilizando los

parámetros cinéticos del modelo de Verhulst (cuadro 1):

$$P_{VD} = \frac{\mu \cdot (0.9X_m - 1.1X_o)}{\ln\left(\frac{9 \cdot (X_m - 1.1X_o)}{1.1X_o}\right)} \quad (2)$$

El modelo cinético de Verhulst se ajusta bien a los datos experimentales (figura 3), siendo el coeficiente de determinación (R^2) de 0.946 (cuadro 1). Además, el valor de X_o medido experimentalmente en el laboratorio coincide con el predicho por el modelo de Verhulst, siendo ambos de 0.072 y 0.073 g SS l^{-1}, respectivamente, lo que también corrobora el buen ajuste al modelo cinético de Verhulst. La *Xm* es de 0.284 g SS L^{-1}, prácticamente igual a la obtenida por Arbib *et al*. (2013), que fue de unos 0.300 g SS l^{-1}. La similitud entre ambos puede deberse al hecho de que en los dos experimentos se utilizó el mismo fotobiorreactor, aunque Arbib *et al*. (2013) emplearon agua residual pretratada y un monocultivo de *Scenedesmus obliquus*. La máxima tasa de crecimiento específico obtenida ha sido de 0.442 d^{-1}, unas cuatro veces superior a la obtenida por Radmann, Reinehr y Costa (2007), quienes obtuvieron una μ de 0.038 - 0.138 d^{-1} para *Spirulina platensis* cultivada en medio Zarrouk, en un *raceway* con un volumen de seis litros a una concentración de 0.15 g l^{-1} y en condiciones controladas de luz y temperatura. En cuanto a la productividad volumétrica (0.025 g SS l^{-1} d^{-1}), ésta sí es comparable a los 0.028-0.046 g l^{-1} d^{-1} obtenidos por Radmann *et al*. (2007), pero inferior a la obtenida por Ketheesan y Nirmalakhandan (2012), que fue de 0.085 g l^{-1} d^{-1} para *Scenedesmus sp*. cultivada en medio basal Bold´s en un *raceway* de 23 litros con iluminación artificial en el laboratorio, probablemente porque estos autores airearon el reactor con aire enriquecido con CO_2 (1%).

Por otro lado, a partir de los parámetros cinéticos de crecimiento obtenidos en el experimento en discontinuo, se ha predicho el valor máximo de concentración de biomasa (ecuación (3)), y las productividades volumétrica (ecuación (4)) y superficial (ecuación (5)) del fotobiorreactor operando en continuo (Ruiz *et al*., 2012b):

$$X = X_m\left(1 - \frac{1}{\mu\theta}\right) \quad (3)$$

$$P_{vc} = X_m\left(\theta^{-1} - \frac{1}{\mu}\theta^{-2}\right) \quad (4)$$

$$P_a = P_v \cdot h_{HRAP} \quad (5)$$

Donde Θ es el tiempo de retención hidráulico (TRH) al que opera el fotobiorreactor y h_{HRAP} es la profundidad de la lámina de agua del fotobiorreactor. Considerando que la máxima productividad en continuo se alcanza para un TRH de 2/μ (Ruiz *et al*., 2012b).

El valor de concentración de biomasa (ecuación (3)) y máxima productividad volumétrica (ecuación (4)), operando en continuo a un TRH de 4.54 d (2/μ) serían de 0.142 y 0.031 g SS l^{-1} d^{-1}, respectivamente. El TRH óptimo al que se tiene la máxima producción de biomasa es aproximadamente la mitad al obtenido por Arbib *et al*. (2012) para este mismo fotobiorreactor HRAP, pero utilizando agua residual en vez de medio sintético. Son muchos los autores que consideran que el TRH óptimo al que se produce la máxima producción de biomasa se encuentra entre los 8 y 10 d (De-Godos, Blanco, García-Encina, Becares, & Muñoz, 2009; García *et al*., 2006). El hecho de que nuestro TRH óptimo al que se produce la máxima producción de biomasa sea inferior se debe al elevado valor de μ (cuadro 1), como consecuencia del uso de medio sintético como forma de cultivo.

Cuadro 1. Parámetros cinéticos para el crecimiento de un *bloom* de microalgas según el modelo de Verhulst.

X_o (g SS l^{-1})	X_m (g SS l^{-1})	μ (d^{-1})	P_{VD} (g SS l^{-1} d^{-1})	R^2
0.073	0.284	0.442	0.025	0.946

El caudal al que debería ser alimentado el fotobiorreactor para obtener la máxima producción de biomasa funcionando en continuo es de 99 l d^{-1} y la concentración de biomasa en el efluente sería de 141.75 mg l^{-1}. Esta concentración de biomasa en el efluente es también aproximadamente la mitad a los 250-300 mg l^{-1} que Tredeci (2004) determinó como concentración de biomasa típica para el efluente de un fotobiorreactor HRAP. Pero se debe tener en cuenta que esta producción de biomasa es para *raceway* a escala industrial, en los que el efecto sombreado creado por las paredes del fotobiorreactor es mínimo y, en nuestro caso, se trata de un *raceway* piloto donde el efecto de sombreado en los canales debido a su estrechez tiene como consecuencia una disminución de productividad, lo que pone en evidencia el problema de escalado que presentan los reactores tipo HRAP, al igual que han indicado otros autores (Ketheesan & Nirmalakhandan, 2011).

La productividad superficial estimada es de 9.4 g m^{-2} d^{-1} (ecuación (5)), aproximadamente un 30% más baja de la productividad superficial típica para un HRAP, que es de 12-13 g m^{-2} d^{-1} (Tredeci, 2004). De-Godos *et al*. (2009) operaron dos HRAP para tratar purines diluidos a un TRH de 10 d, el doble al estimado para este experimento, y obtuvieron una productividad superficial de 21 a 28 g m^{-2} d^{-1}. García *et al*. (2006) obtuvieron una productividad superficial media mensual de 12.7 g m^{-2} d^{-1} para un HRAP operando a un TRH de 10 d y 14.8 g m^{-2} d^{-1} para otro HRAP, pero operando a un TRH de 8 d, mientras que Arbib *et al*. (2012) obtuvieron una productividad superficial de 8.26 ± 1.43 g m^{-2} d^{-1}, operando a un TRH de 8 d el mismo fotobiorreactor HRAP que el utilizado para este experimento, resultando que sí se encuentra en la misma línea que los estimados en el presente estudio, lo cual corrobora que la baja productividad se debe a aspectos relacionados con la escala del fotobiorreactor.

En este estudio también se estimó la eficacia fotosintética del sistema operando en discontinuo, que fue de 0.650%, y la que habría tenido si hubiese operado en continuo a un TRH de 4.5 d, esto es, sólo un 0.845%. Ésta se estimó a partir de la radiación PAR media medida, partiendo de que la energía solar en el intervalo de 400 a 700 nm es de un 48% de la energía solar total (Zhu, Long y Ort, 2008) y que el poder calorífico superior medio de las microalgas es de 20 MJ K^{-1} (Illman, Scragg, & Shales, 2000). La eficiencia fotosintética típica de un HRAP es de 1.3 a 2.4% (Park, Craggs, & Shilton, 2010), superior a la obtenida en este estudio, lo que puede deberse, de nuevo, al efecto sombreado creado por las paredes del fotobiorreactor.

Eliminación de nutrientes

El consumo de nitrógeno y fósforo por las microalgas se ha analizado de acuerdo con el modelo cinético de Romero de consumo de substratos por microorganismos en reactores en discontinuo (Quiroga *et al*., 1999). De acuerdo con este modelo, Ruiz *et al*. (2012a) desarrollaron un modelo para predecir la captación de nutrientes por microalgas en un fotobiorreactor operando en discontinuo, modelo PhBT, en el que la captación de nutrientes puede expresarse a partir de la ecuación (6), donde S_o es la concentración de substrato inicial (nutrientes en el medio de cultivo); S_{na} es la concentración de substrato no asimilable; St_o es la concentración total inicial de substrato (nutrientes en el medio de cultivo (S_o) y nutrientes en el inóculo (X_o / Y_o) (ecuación (7)); μ es la máxima tasa específica de captación de nutrientes, y t es el tiempo:

$$S = \frac{\left(\frac{X_o}{Y_o} + S_o\right)\left(S_o - S_{na}\right) - S_{na}\left(S_o - \left(\frac{X_o}{Y_o} + S_o\right)\right)e^{\mu t}}{\left(S_o - S_{na}\right) - \left(S_o - \left(\frac{X_o}{Y_o} + S_o\right)\right)e^{\mu t}} \quad (6)$$

$$S_{to} = \frac{X_o}{Y_o} + S_o \quad (7)$$

Para el cálculo de los parámetros cinéticos S_o, S_{na} y μ se ha partido del valor conocido de S_{to}, que se puede estimar a partir de la ecuación (7) con los datos experimentales obtenidos del análisis elemental de la biomasa empleada como

inóculo ($1/Y_o$ = 0.062 mg N mg SS^{-1} y 0.009 mg P mg SS^{-1}) y el valor de la concentración inicial de biomasa obtenido de la modelización cinética del crecimiento, X_o = 73 mg l^{-1} (cuadro 1).

La capacidad de eliminación de nitrógeno y fósforo por el *bloom* de microalgas se muestran en las figuras 4 y 5, y sus parámetros cinéticos aparecen recogidos en el cuadro 2.

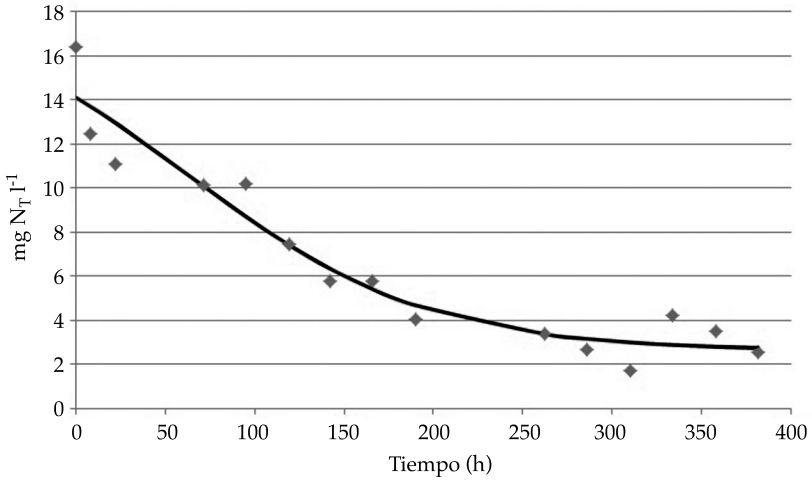


Figura 4. Eliminación del nitrógeno total soluble del medio en el HRAP por el *bloom* de microalgas cultivadas en combo. Los rombos hacen referencias a los datos experimentales y la línea a los datos predichos por el modelo cinético.

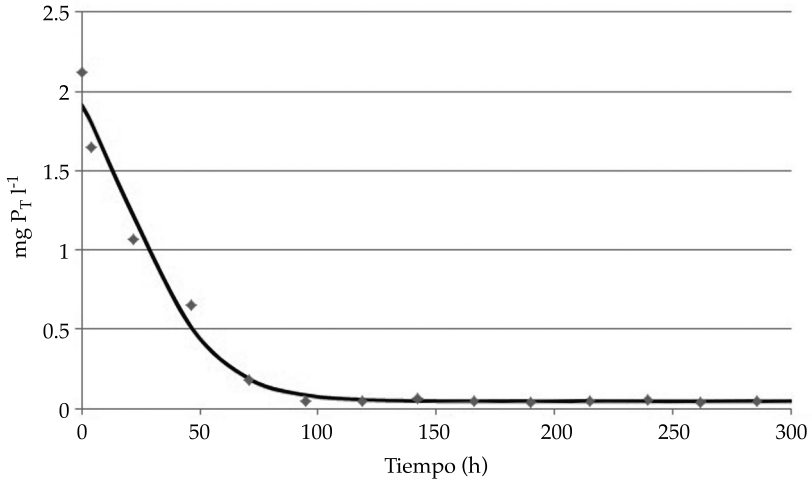


Figura 5. Eliminación del fósforo total soluble del medio en el HRAP por el *bloom* de microalgas cultivadas en combo. Los rombos hacen referencias a los datos experimentales y la línea a los datos predichos por el modelo cinético.

Cuadro 2. Parámetros cinéticos de eliminación del nitrógeno y fósforo total mediante el modelo PhBT.

	S_o (mg l^{-1})	S_{na} (mg l^{-1})	S_{to} (mg l^{-1})	μ (d^{-1})	R^2
N_T	14.101	2.615	18.624	0.359	0.934
P_T	1.914	0.046	2.666	1.313	0.982

Eliminación del nitrógeno total

El modelo cinético se ajusta bien a los datos experimentales (figura 4), siendo el coeficiente de determinación R^2 de 0.934 (cuadro 2). Además, la S_o medida de forma experimental en el laboratorio se aproxima bastante con la predicha por el modelo, siendo ambas de 16.392 y 14.101 mg N_T L^{-1}. La concentración de S_{na}, que es el contenido de nitrógeno total soluble que tiene el efluente a la salida del fotobiorreactor, es de 2.615 mg N_T l^{-1}, habiéndose reducido la concentración de nitrógeno total en un 81.5% a la salida del efluente y siendo aproximadamente un 75% inferior al límite más restrictivo de vertido de 10 mg N_T l^{-1} que establece la Directiva 98/15/CE para aguas residuales urbanas. La μ_N es de 0.359 d^{-1}, inferior a los 1.4-2.5 d^{-1} obtenidos por Ruiz *et al*. (2012a), pero hay que tener en cuenta que Ruiz *et al*. (2012a) cultivaron *Chlorella vulgaris* en diferentes medios de cultivos en frascos Pyrex de borosilicato de dos litros, y en condiciones controladas de luz y temperatura en el laboratorio.

Eliminación del fósforo total

El modelo cinético se ajusta bien a los datos experimentales (figura 5) y coeficiente de determinación R^2 de 0.982 (cuadro 2); además, la S_o medida de forma experimental en el laboratorio es muy parecida a la predicha por el modelo, siendo ambas de 2.122 y 1.914 mg P_T l^{-1}, respectivamente. La concentración de S_{na} es de 0.046 mg P_T l^{-1}, reduciéndose la concentración de fósforo prácticamente en su totalidad a la salida del efluente y siendo inferior al valor más restrictivo de concentración en vertido de 1 mg P_T l^{-1} que establece la Directiva 98/15/CE. La μ_p es de 1.313 d^{-1}, mayor a la μ_N (cuadro 2) obtenida para el nitrógeno, lo cual significa que la velocidad específica de consumo de fósforo por las microalgas es mayor. La μ_p, al igual que en el caso del nitrógeno, es muy inferior a los 2-8.7 d^{-1} obtenidos por Ruiz *et al*. (2012a).

Composición de la biomasa

Evolución del nitrógeno en la biomasa

Según el modelo PhBT (Ruiz *et al*., 2012a), el valor de μ del modelo de crecimiento de biomasa y de consumo de nutrientes son el mismo parámetro; pero en nuestro caso, al compararlos se observa cómo no coinciden, ya que la μ del modelo de crecimiento de biomasa es de 0.441 d^{-1} (cuadro 1) y la de consumo de nitrógeno es de 0.359 d^{-1} (cuadro 2).

En la figura 6 se ha representado la evolución de los nutrientes predicha por la ecuación (6) y usando los valores de S_o y S_{na} recogidos en el cuadro 2, pero empleando en un caso el valor de μ obtenido de la modelización de la biomasa (μ_x) y en otro el valor fruto de la modelización del consumo de nitrógeno (μ_N).

En la figura 6 se observa cómo parece ser que las microalgas consumen nitrógeno (línea negra) a una velocidad superior a la que realmente está descendiendo la concentración de nitrógeno en el medio (línea gris). Pero esto no es posible, pudiéndose deber a que la concentración de nitrógeno en la biomasa ($1/Y_N$) varía con el tiempo (ecuación (8)):

$$\frac{dX}{dt} = Y_N \frac{dN}{dt} \qquad (8)$$

En la figura 8 se puede observar cómo, en efecto, los valores experimentales de contenido en nitrógeno de la biomasa no son constantes en el tiempo.

En el presente trabajo se ha desarrollado una ecuación que justifique los procesos de acumulación o pérdida de nutrientes en la biomasa a lo largo del proceso de fotobiodepuración. Para ello se parte de la ecuación (9), en la que se expresa el valor de la composición de la biomasa en un instante dado ($1/Y$) como:

$$\frac{1}{Y} = \frac{S_P}{X} \qquad (9)$$

Donde X es la concentración de la biomasa en un instante t y S_P es el contenido en nitrógeno o fósforo particulado en un instante t. El conte-

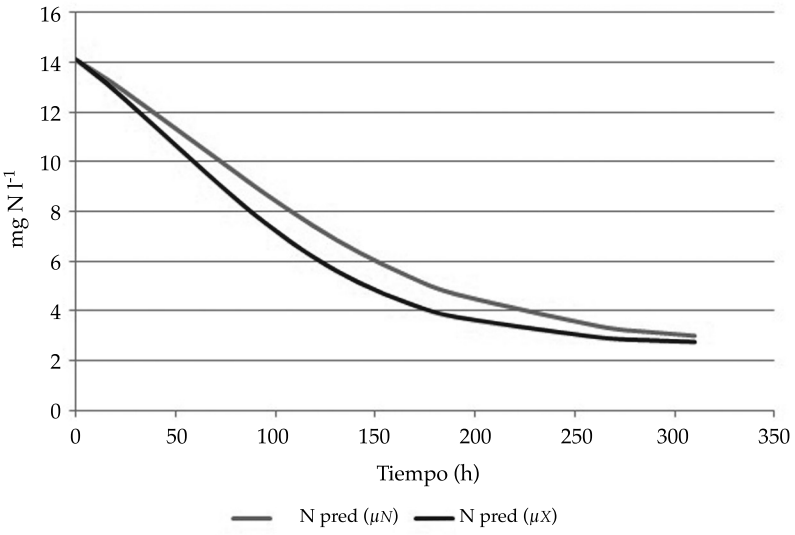


Figura 6. Predicción de la evolución del nitrógeno según el PhBT con la máxima tasa de crecimiento específico de la biomasa (μ_X) y con la máxima tasa específica de captación de nitrógeno (μ_N).

nido en nitrógeno o fósforo particulado puede expresarse como $S_P = S_{Po} + (S_o - S)$, donde S_{Po} es la concentración inicial de substrato particulado; S_o es la concentración inicial de substrato soluble, y S es la concentración de substrato soluble en un instante t. Por lo tanto, sustituyendo en la ecuación (9) obtenemos:

$$\frac{1}{Y} = \frac{\left(\frac{X_o}{Y_o}\right) + \left(S_o - S\right)}{X} \qquad (10)$$

El problema es que el valor de S no es el mismo si empleamos la velocidad específica de crecimiento derivada de la modelización de la biomasa (μ_X) que si empleamos el valor derivado del consumo de substrato (μ_N o μ_P), y es precisamente esa diferencia la que define los procesos de acumulación o pérdida de reservas en la biomasa durante el proceso (ΔY) (ecuación (11)):

$$\Delta\left(\frac{1}{Y}\right) = \frac{1}{Y_S} - \frac{1}{Y_X} \qquad (11)$$

Donde:

$$\frac{1}{Y_S} = \frac{\left(\frac{X_o}{Y_o}\right) + \left(S_o - S_{\mu S}\right)}{X} \qquad (12)$$

$$\frac{1}{Y_X} = \frac{\left(\frac{X_o}{Y_o}\right) + \left(S_o - S_{\mu X}\right)}{X} \qquad (13)$$

Reordenando términos, obtenemos que:

$$\Delta\left(\frac{1}{Y}\right) = \frac{1}{X} \cdot \left(S_{\mu X} - S_{\mu S}\right) \qquad (14)$$

Sustituyendo la ecuación (6) en la ecuación (14) y reordenando términos, tenemos la ecuación (15), donde $A = S_o - S_{na}$ y $B = -X_o / Y_o$:

$$\Delta\left(\frac{1}{Y}\right) = \frac{1}{X} \cdot \left(\frac{\left(A - B\right) \cdot A \cdot B \cdot \left(e^{\mu X \cdot t} - e^{\mu S \cdot t} \right)}{A^2 - A \cdot B \cdot \left(e^{\mu X \cdot t} + e^{\mu S \cdot t} \right) + B^2 \cdot e^{\mu X \cdot t} \cdot e^{\mu S \cdot t}} \right) \qquad (15)$$

En la figura 7 puede verse cómo los datos que predice el modelo (ecuación (10)) no coinciden con los datos experimentales de composición de la biomasa, siendo el contenido experimental de nitrógeno en la biomasa menor al esperado, lo que puede deberse a que no todo el nitrógeno eliminado en el agua residual es consumido por las microalgas, sino que existen otros procesos que también participan en la eliminación del nitrógeno.

Para cuantificar la cantidad de nitrógeno que no ha sido consumido por las microalgas y que ha sido eliminada del medio, se determinará el valor de μ_N necesaria para que se dé un buen ajuste de los datos experimentales de composición (cuadro 3; figura 8).

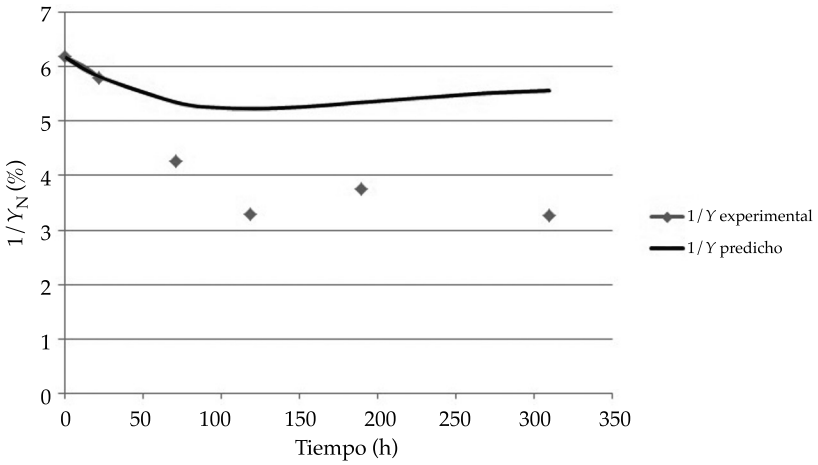


Figura 7. Contenido de nitrógeno en la biomasa con respecto al tiempo, comparando los valores obtenidos de manera experimental con los predichos por este estudio.

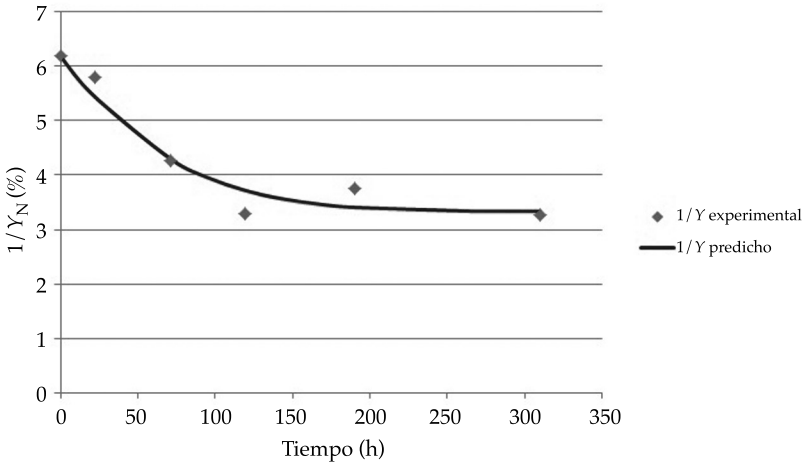


Figura 8. Contenido de nitrógeno en la biomasa correctamente ajustado con base en la evolución de la composición de la biomasa.

Cuadro 3. Parámetros cinéticos de eliminación del nitrógeno ajustados a los datos experimentales de composición de biomasa.

S_o (mg N_T l^{-1})	S_{na} (mg N_T l^{-1})	S_{to} (mg N_T l^{-1})	μ_N (d^{-1})	$1/Y_o$ (mg SS mg N^{-1})	R^2
13.968	9.032	18.494	0.356	0.062	0.995

Según estos, el consumo del nitrógeno soluble en el medio debería haber sido el representado en la figura 9 (línea negra), por lo que parece ser que existe otro proceso complementario al consumo biológico de nitrógeno por las microalgas que también participa en la eliminación del nitrógeno del medio. Estos procesos complementarios podrían ser bióticos, como la desnitrificación, o abióticos, como el *stripping*. El *stripping* es un proceso abiótico en el que a temperatura ambiente y pH constante superiores a 8, como sería nuestro caso, el NH_4^+ se transforma en amoniaco gaseoso (NH_3) y se libera a la atmósfera (Margalef, 1983). Pero esta hipótesis queda descartada, pues la forma mayoritaria de nitrógeno en el medio era NO_3^-, siendo la concentración inicial de NO_3^- y NH_4^+ en el medio de 17.4 y 0.625 mg l^{-1}, respectivamente. La desnitrificación es la transformación biológica del nitrato en gas nitrógeno (N_2), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O). Todos estos compuestos son gaseosos y se liberan normalmente a la atmósfera. Pero éstas son transformaciones que se producen en condiciones anóxicas (Margalef, 1983) y, en nuestro caso, el sistema es oxidante en extremo, dada la elevada actividad fotosintética en el mismo. Descartadas estas dos opciones, queda otro proceso biológico, menos conocido, aunque no por ello menos importante, como es el hecho de que los cultivos de algas son fuentes de emisión de CH_4 y N_2O. De manera reciente, autores como Harter *et al*. (2013), o Ferrón, Ho, Johnson y Huntley (2012) han cuantificado los flujos de N_2O desde el agua al aire. Ferrón *et al*. (2012), cultivando *Staurosira* sp. en un *raceway* de 64 000 litros expuestos a luz solar y a la atmósfera, determinaron que para *raceway* fertilizados durante todo el periodo de cultivo, como es nuestro caso, el flujo de N_2O del agua a la atmósfera sería de 342.86 μmoles m^{-2} d^{-1}, y Harter *et al*. (2013), cultivando *Dunaliella salina* en un reactor de 42 litros, suministrándole gas de combustión en condiciones controladas de luz y temperatura, determinaron que este flujo era de 2 711 μg N l^{-1} d^{-1}.

En la figura 10 se presenta la evolución del nitrógeno en el medio debido a los procesos complementarios, obtenido por diferencia de las dos curvas anteriores (figura 9). Se puede concluir que del total del nitrógeno eliminado, un 43.5% ha sido consumido por las microalgas, mientras que el 56.5% restante fue eliminado por procesos complementarios; posiblemente parte de este nitrógeno se emitió a la atmósfera

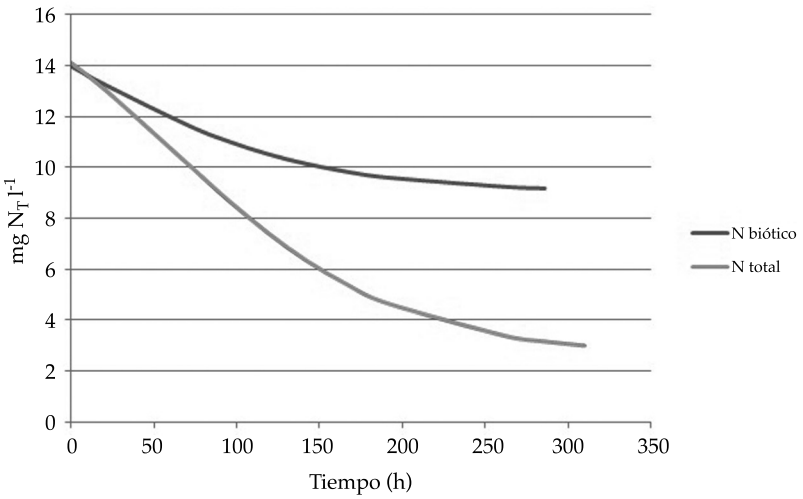


Figura 9. Eliminación del nitrógeno en el medio, comparando los valores predichos con base en los datos experimentales de evolución del nitrógeno soluble en el medio de cultivo (en gris) (N total), y los predichos con base en la evolución de la composición de la biomasa (en negro) (N biótico).

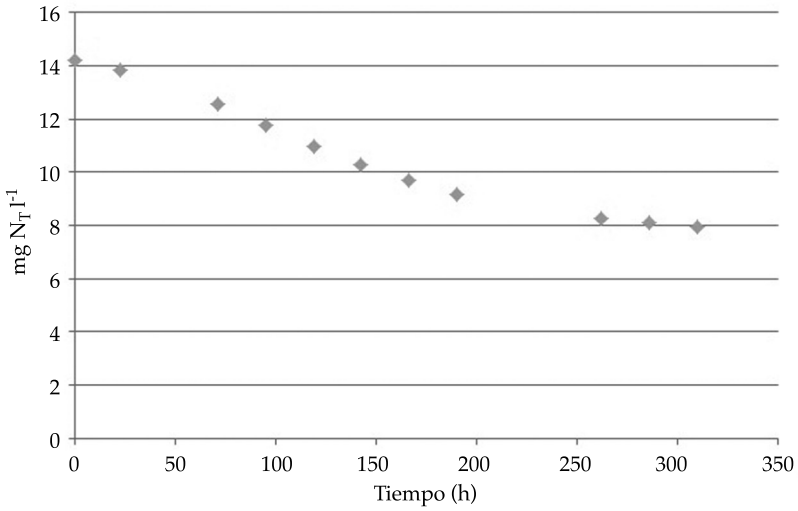


Figura 10. Evolución del nitrógeno en el medio debido a los procesos complementarios.

en forma de N_2O. Si suponemos que todo el nitrógeno que no ha sido consumido por las microalgas se ha emitido a la atmósfera en forma de N_2O, se obtiene que este flujo ha sido de 5 200.16 µmol N_2O m^{-2} d^{-1}, que es 15 veces superior a lo obtenido por Ferrón *et al*. (2012), o lo que es lo mismo, 485.35 µg N l^{-1} d^{-1}, que es cinco veces inferior a lo que obtuvo Harter *et al*. (2013).

Evolución del fósforo en la biomasa

En el caso del fósforo, la µ del modelo de crecimiento de biomasa y la de consumo de fósforo tampoco coinciden, siendo ambas de 0.44 d^{-1} (cuadro 1) y de 1.31 d^{-1} (cuadro 2), respectivamente.

En la figura 11 se representa la evolución del fósforo predicha a partir de la µ del modelo de consumo de nutrientes y del crecimiento de biomasa (ecuación (6)), y a diferencia del nitrógeno, puede observarse cómo la biomasa consume fósforo (μ_x) más lentamente de lo que lo realmente lo hace el sistema (μ_p). El hecho de que ambas curvas no coincidan es posible que se deba al efecto combinado de dos procesos: uno biológico, conocido como "luxury uptake", esto es, que las microalgas tienden a consumir más nutrientes del que necesitan para crecer acumulándolos en forma de reserva (Ruiz *et al*., 2012a); pero también puede ser que participen procesos abióticos, como la precipitación de fosfatos, dado el pH alcanzado en los reactores.

En la figura 12, al igual que para el nitrógeno, también puede verse cómo los valores experimentales de contenido en fósforo de la biomasa varían con el tiempo (ecuación (8). En esta figura también se han representado los valores de $1/Y_p$ predichos por la pérdida de fósforo en la biomasa a partir de la ecuación (10), y se observa cómo los datos que predice el modelo se ajustan a los datos experimentales de composición de la biomasa, con excepción del valor máximo observado de alrededor de 1.9% al cabo de 22 h. Este resultado podría indicar que la rápida eliminación observada para el fósforo en las primeras 70 h (figura 5) podría deberse a un proceso de precipitación, lo cual haría que la composición en fósforo del material particulado del reactor (1.9%) sea muy superior al valor máximo típico en microalgas, que no suele superar el 1%. De manera posterior, este fósforo extracelular se iría asimilando por parte de las microalgas, para finalmente formar parte del material celular en una importante proporción en los estadios finales del crecimiento en

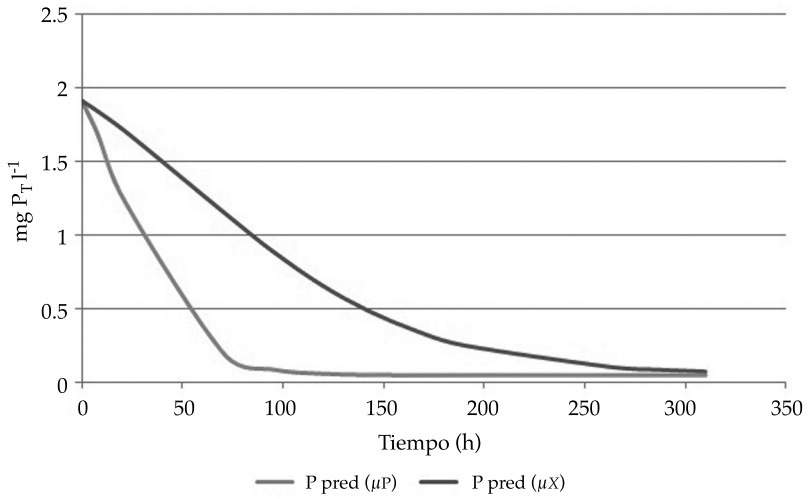


Figura 11. Predicción de la evolución del fósforo según el PhBT con la máxima tasa de crecimiento específico de la biomasa (μ_x) y con la máxima tasa específica de captación de fósforo (μ_p).

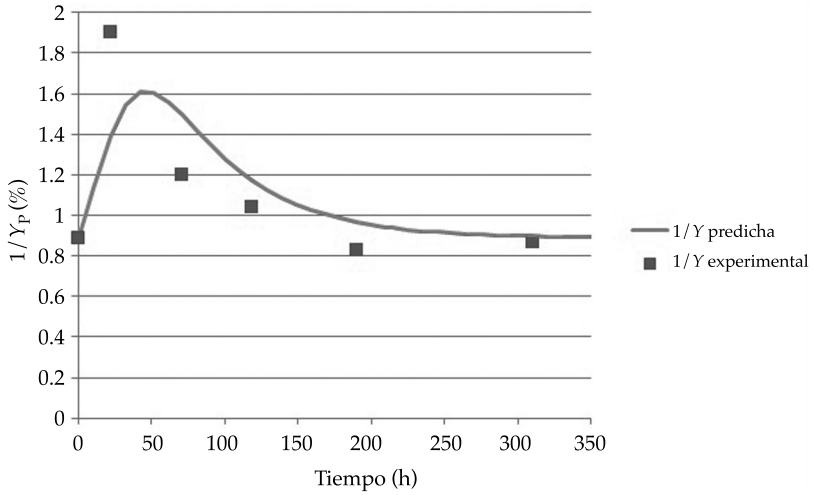


Figura 12. Contenido de fósforo en la biomasa con respecto al tiempo, comparando los valores obtenidos de manera experimental con los predichos por este estudio.

batch, coincidiendo los valores experimentales con los predichos por el modelo. Esta hipótesis debería ser confirmada mediante la comparación de estos resultados con los obtenidos del análisis elemental de fósforo a la biomasa, previo lavado de la misma con una disolución ligeramente ácida, para discernir entre las dos formas de fósforo en la biomasa.

Conclusiones

El cultivo de un *bloom* de microalgas en un fotobiorreactor piloto tipo HRAP permite reducir en más de un 80% las concentraciones de nitrógeno y fósforo presentes en el medio sintético, lo que apunta a que se trata de una tecnología con elevada potencialidad como tratamiento

terciario para la eliminación de nutrientes en estaciones depuradoras de aguas residuales. El modelo cinético PhBT es una herramienta útil para predecir la cinética de crecimiento de la biomasa, y de consumo de nitrógeno y fósforo en fotobiorreactores operando en discontinuo. Se ha podido comprobar de forma experimental que el modelo PhBT además predice con bastante aproximación la evolución de la composición de la biomasa en términos de contenido en nitrógeno y fósforo, lo cual puede resultar muy útil a la hora de identificar otros procesos que compiten con los biológicos en la eliminación de nutrientes en los fotobiorreactores. Por último, el conocimiento de la evolución de la riqueza de nitrógeno y fósforo en la biomasa es un aspecto clave a la hora de establecer estrategias de operación orientadas hacia la minimización en la producción de biomasa algal, manteniendo una elevada velocidad de consumo de nutrientes.

Referencias

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and Wastewater Treatment. *Saudi Journal of Biological Science*, *19*, 2012, 257-275.

APHA-AWWA-WEF (1992). *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater* (18th ed.). Washington, DC: American Public Health Association AWWA, Water Environment Federation.

Arbib, Z. (2012). *Fotobiodepuración de aguas residuales urbanas: análisis comparativo de fotobiorreactores a escala piloto*. Tesis doctoral. Cádiz: Universidad de Cádiz, Departamento Tecnología del Medio Ambiente.

Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez, P., Garrido, C., Barragán, J., & Perales, J. A. (2012). Long Term Outdoor Operation of a Tubular Airlift Pilot Photo Bioreactor and a High Rate Algal Pond as Tertiary Treatment of Urban Wastewater. *Ecological Engineering*, *52*, 143-153.

Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez, P., Garrido, C., Barragán, J., & Perales, J. A. (2013). Effect of pH Control by Means of Flue Gas Addition on Three Different Photo Bioreactors Treating Urban Wastewater Operating in Continuous Mode Long-Term. *Bioresource Technology*, *57*, 226-235.

Cai, T., Park, S., & Li, Y. (2012). Nutrient Recovery from Wastewater Streams by Microalgae: Status and Prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *19*, 360-369.

De-Godos, I., Blanco, S., García-Encina, P. A., Becares, E., & Muñoz, R. (2009). Long-Term Operation of High Rate Algal Ponds for the Bioremediation of Piggery Wastewaters at High Loading Rates. *Bioresource Technology*, *100*, 4332-4339.

Directiva del Consejo 91/271/CEE del 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* (30 de mayo de 1991), *50*(135), 40-52.

Directiva 98/15/CE de la comisión del 27 de febrero de 1998 por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* (7 de marzo de 1998), *50*(67), 29-30.

Dodd, J. C. (1986). Elements of Pond Design and Construction (pp. 265-284). In A. Richmond (Ed.). *Handbook of Microalgal Mass Cultures*. Boca Raton, USA: CRC Press, Inc.

Ferrón, S., Ho, D. T., Johnson, Z. I., & Huntley, M. E. (2012). Air-Water Fluxes of N_2O and CH_4 during Microalgae (*Staurosira sp.*) Cultivation in an Open Raceway Pond. *Environmental Science & Technology*, *46*, 10842-10848.

García, J., Green, B. F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M. & Oswald, W. J. (2006). Long Term Diurnal Variations in Contaminant Removal in High Rate Ponds Treating Urban Wastewater. *Bioresource Technology*, *97*, 1709-1715.

Harter, T., Bossier, P., Verreth, J., Bodé, S., Van Der Ha, D., Debeer A., Boon, N., Boeckx, P., Vyverman, W., & Nevejan, N. (2013). Carbon and Nitrogen Mass Balance during Flue Gas Treatment with *Dunaliella salina* Cultures. *J. Appl. Phycol.*, *25*, 359-368.

Illman, A. M., Scragg, A. H., & Shales, S. W. (2000). Increase in *Chlorella strains* Calorific Values when Grown in Low Nitrogen Medium. *Enzyme and Microbial Technology*, *27*, 631-635.

Ketheesan, B., & Nirmalakhandan N. (2012). Feasibility of Microalgal Cultivation in a pilot-Scale Airlift-Driven Raceway Reactor. *Bioresource Technology, 108*, 196-202.

Ketheesan, B., & Nirmalakhandan, N. (2011). Development of a New Airlift-Driven Raceway Reactor for Algal Cultivation. *Applied Energy*, *88*, 3370-3376.

Kilham, S. S., Kreeger, D. A., Lynn, S. G., Goulden, Y. C. E., & Herrera, L. (1998). COMBO: A defined Freshwater Culture Medium for Algae and Zooplankton. *Hydrobiología*, *377*, 147-159.

Köthe, J., & Bitsch, R. (1992). Oxysolv® Plus Microwave - A New Way for Sample Preparation. *Fresenius´ Journal of Analytical Chemistry*, *343*(9-10), 717-718.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.

Müller, R., & Weidemann, F. (1995). Die Bestimmung des Nitrats in Wasser. *Jahrbuchfür Wasserchemie und Wasserreinigungs-technik. Verlag Chemie, Renibek*, *12*, 247-271.

Oswald, W. J., Gotaas, H. B. (1957). Photosynthesis in Sewage Treatment. *Transactions American Society Civil Engineers*, *122*, 73-105.

Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2010). Wastewater Treatment High Rate Algal Ponds for Biofuel Production. *Bioresource Technology*, *102*, 35-42.

Prescott, L. M, Harley, J. P., & Klein, D. A. (2004). *Microbiología* (119-120 pp; 5ª ed.). C. Gamazo & I. Lasa (Trad.). Madrid: McGraw-Hill Interamericana de España.

Powell, N., Shilton, A., Chisti, Y., & Pratt, S. (2008). Towards a Luxury Uptake Process Via Microalgae - Defining the Polyphosphate Dynamics. *Water Research*, *43*, 4207-4213.

Putt, R., Singh M., Chinnasamy, S., & Das, K. C. (2011). An Efficient System for Carbonation of High-Rate Algae Pond Water to Enhance CO_2 Mass Transfer. *Bioresource Technology*, 102, 3240-3245.

Quiroga, J. M., Perales, J. A., Romero, L. I., & Sales, D. (1999). Biodegradation Kinetics of Surfactants in Seawater. *Chemosphere*, *39*, 1957-1969.

Radmann, E. M., Reinehr, C. O., & Costa, J. A. V. (2007). Optimization of the Repeated Batch Cultivation of Microalga *Spirulina platensis* in Open Raceway Ponds. *Aquaculture*, *265*, 118-126.

Ruiz-Marin, A., Mendoza-Espinosa, L. G., & Stephenson, T. (2010). Growth and Nutrient Removal in Free and Immobilized Green Algae in Batch and Semi-Continuous Cultures Treating Real Wastewater. *Bioresource Technology*. 101, pp. 58-64.

Ruiz, J., Arbib, Z., Álvarez, P., Garrido, C., Barragán, J., & Perales, J. A. (2012a). Photobiotreatment model (PhBT): A Kinetic Model for Microalgae Biomass Growth and Nutrient Removal in Wastewater. *Environmental Technology*, *iFirst*, 1-13.

Ruiz, J., Álvarez, P., Arbib, Z., Garrido, C., Barragán, J., & Perales, J. (2012b). Performance of a Flat Panel Reactor in the Continuous Culture of Microalgae in Urban Wastewater: Prediction from a Batch Experiment. *Bioresource Technology*, *127*, 456-463.

Tredeci, M. R. (2004). Mass Production of Microalgae: Photobioreactors (178-214 pp.). In A. Richmond (Ed.). *Handbook of Microalgae Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Oxford: Blackwell Publishing.

Verhulst, P. F. (1838). Notice sur la loique la population suit dans son accroissement. *Correspondances Mathematiques et Physiques*, *10*, 113-121.

Zhu, X. G., Long, S. P., & Ort, D. R. (April, 2008). What is the Maximum Efficiency with which Photosynthesis Can Convert Solar Energy into Biomass? *Current Opinion in Biotechnology*, *19*(2), 153-159.

Dirección institucional de los autores

M.G.I.A. Sara Haro

Centro Andaluz de Ciencia y Tecnología Marina Campus Universitario de Puerto Real
Departamento Tecnologías del Medio Ambiente
11510 Puerto Real, España
Teléfono: +34 6 8731 4580
sara.haro@uca.es

Dr. José Antonio Perales

Centro Andaluz de Ciencia y Tecnología Marina
Campus Universitario de Puerto Real
11510 Puerto Real, España
Teléfono: +34 95601 6747
joseantonio.perales@uca.es
ORCID ID: 0000-0001-6647-539X
joseantonio.perales@uca.es

Haga clic aquí para escribir al autor

Cortina de la presa y parte de su vaso de la hacienda de Espíritu Santo, Pinos, Zacatecas, México, dato del siglo XVIII.

Foto: Thomas Hillerkuss.

Fórmulas generales para los coeficientes de Chézy y de Manning

• Oscar Jiménez-Medina* •
Consultor independiente
*Autor de correspondencia

Resumen

Jiménez-Medina, O. (mayo-junio, 2015). Fórmulas generales para los coeficientes de Chézy y de Manning. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 33-38.

Este artículo consiste en proponer fórmulas generales para la evaluación de los coeficientes de Chézy y Manning, C_{CH} y n_M, respectivamente; es decir, que éstas sean aplicables a las tres categorías posibles del flujo turbulento en el régimen uniforme, donde la rugosidad sea uniformemente distribuida y corresponda con la constitución del material de la conducción. No como las fórmulas actuales, en que C_{CH} y n_M se determinan sólo en función de la rugosidad relativa, ignorando la influencia del número de Reynolds, por lo que de manera conceptual son válidas única y exclusivamente para la categoría del flujo turbulento pleno, el que corresponde con la zona de turbulencia completa o de resistencia cuadrática. Para lograr lo antes expuesto se parte del coeficiente de la resistencia al flujo, que es el fundamento de los coeficientes de resistencia hidráulicos (C_{CH}, n_M, $f_{D\text{-}W}$) y de combinar las fórmulas de Nikuradse y Prandtl-Von Karman para las categorías de flujo turbulento pleno y liso, así como la ecuación explícita validada por Swamee para el cálculo del coeficiente de Darcy-Weisbach, con lo que se obtienen resultados más veraces y precisos de los coeficientes de Chézy y Manning, y por lo tanto representan mejor las condiciones reales. Se debe recordar que el flujo turbulento se clasifica en tres categorías: flujo turbulento pleno, transicional y liso, en función de la relación entre el número de Reynolds y la rugosidad relativa.

Palabras clave: resistencia al flujo, coeficientes de Chézy y Manning.

Abstract

Jiménez-Medina, O. (May-June, 2015). General Formulas for Chezy and Manning Coefficients. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 33-38.*

This article proposes general formulas to evaluate the Chezy and Manning coefficients, CCH and nM; namely, their application to the three possible categories of uniform turbulent flow, where roughness is uniformly distributed and corresponds to the composition of the conduction material. This is different than current formulas that determine CCH and nM only according to relative roughness, ignoring the influence of the Reynolds number, and are therefore conceptually valid only and solely for fully turbulent flow, which corresponds to the zone of complete turbulence or quadratic resistance. The present study uses the flow resistance coefficient which is the basis for hydraulic resistance coefficients (CCH, nM, FD-W), as well as the combined Nikuradse and Prandtl-Von Karman formulas for fully turbulent and smooth turbulent flow and the explicit equation validated by Swamee to calculate the Darcy-Weisbach coefficient. This provides more valid and precise results from the Chezy and Manning coefficients, and therefore better represents actual conditions. It should be noted that turbulent flow is classified by three categories— fully turbulent, transient and smooth— according to the relation between the Reynolds number and relative roughness.

***Keywords**: Flow resistance, Chezy and Manning coefficients.*

Recibido: 07/08/2014
Aceptado: 01/02/2015

Introducción

El objetivo principal de este trabajo es la generalización de las fórmulas para el cálculo de los muy utilizados coeficientes de Chézy y Manning para el cómputo del régimen uniforme, pues desde que Chézy propuso la primera fórmula en 1769, hasta que Manning hizo su propuesta en 1789, y posteriormente fueron propuestas muchas otras, como por ejemplo las de Ganguillet-Kutter (1959), Pavlovski (1960), Agroskin (1960), Colebrook-White (1960), Blalock-Sturm (2000), *HEC-RAS*, etc., todas ellas son casos particulares, ya que ignoran la influencia del número de Reynolds,

lo cual es un error de concepto, pues tienen su origen en el coeficiente de la resistencia al flujo y éste depende del número de Reynolds y la rugosidad relativa (Englesson & Pérez Franco, 2000).

Metodología

Ley general de la resistencia al flujo

Lo real y correcto para hacer cualquier estudio sobre los coeficientes de resistencia hidráulicos es partir del origen y es lo que se pretende.

Fórmula general de la resistencia al flujo

$$hf = C_R * \frac{L}{R_h} * \frac{V^2}{2*g} \qquad (1)$$

C_R: coeficiente de resistencia al flujo (Fanning).

Esta ecuación es el fundamento de las fórmulas de Chézy, Manning y Darcy-Weisbach para la evaluación de las pérdidas de carga que son las más empleadas para dicho fin; las dos primeras para canales y la tercera para tuberías.

Para Chézy, la ecuación para canales y tuberías, respectivamente, es la siguiente:

$$hf = \frac{1}{C_{CH}^2} * \frac{L}{R_h} * V^2 = \frac{4}{C_{CH}^2} * \frac{L}{Di} * V^2 \qquad (2)$$

$$C_{CH} = \sqrt{\frac{2g}{C_R}}$$

Para Manning, la ecuación para canales y tuberías, respectivamente, es la siguiente:

$$hf = n_M^2 * \frac{L}{R_h^{\frac{4}{3}}} * V^2 = 6.35 n_M^2 * \frac{L}{Di^{\frac{4}{3}}} * V^2 \qquad (3)$$

$$n_M = \sqrt{\frac{C_R}{2g}} * R_h^{\frac{1}{6}} = \frac{1}{C_{CH}} * R_h^{\frac{1}{6}}$$

Para Darcy-Weisbach, la ecuación para tuberías es:

$$hf = f_{D\text{-}W} * \frac{L}{Di} * \frac{V^2}{2g} \qquad (4)$$

$$f_{D\text{-}W} = 4 * C_R$$

Como el coeficiente de la resistencia al flujo es:

$$C_R = \frac{0.0625}{\left[\log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{\mathrm{Re}^{0.9}}\right)\right]^2} \qquad (5)$$

Entonces es muy fácil determinar los coeficientes (C_{CH} y n_M):

$$C_{CH} = \sqrt{\frac{2g}{C_R}} = -17.718 * \log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{\mathrm{Re}^{0.9}}\right) \qquad (6)$$

$$n_M = \sqrt{\frac{C_R}{2g}} * R_h^{\frac{1}{6}} = \frac{0.05644}{\log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{\mathrm{Re}^{0.9}}\right)} * R_h^{1/6}$$

Estas fórmulas propuestas para los coeficientes de Chézy y Manning son generales, pues están en función del número de Reynolds y la rugosidad relativa, como se infiere de su origen a partir del coeficiente de la resistencia al flujo; además, los resultados son más confiables y no es necesario conocer la categoría del flujo turbulento que está ocurriendo.

Resultados y discusión

Es indudable que las fórmulas existentes en la actualidad, las que determinan los coeficientes de Chézy (C_{CH}) y Manning (n_M) sólo en función de la rugosidad relativa, aplicables a la categoría del flujo completamente establecido, al ser modificadas, incluyéndoles el número de Reynolds (Re), pasan de ser una solución particular a una solución general, válidas para las tres categorías posibles del flujo turbulento en el régimen

uniforme, teniendo como finalidad lograr los objetivos principales del conocimiento científico y de la ciencia: alcanzar la verdad objetiva y obtener resultados más veraces y precisos.

Se puede demostrar que tanto las fórmulas empíricas como las experimentales utilizadas en la actualidad para calcular los coeficientes de Chézy y Manning no son totalmente correctas.

Fórmulas empíricas

Fórmula de Colebrook-White (coeficiente de Chézy, C_{CH}):

$$C_{C\text{-}W} = 18 * \log\left(\frac{12 * R_h}{K_S}\right) \tag{7}$$

Fórmula propuesta (coeficiente de Chézy, C_{CH}):

$$C_{CH} = -17.718 * \log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{\mathrm{Re}^{0.9}}\right) \tag{8}$$

Fórmula de *HEC-RAS* (coeficiente de Manning, n_M):

$$n_M = \frac{R_h^{\frac{1}{6}}}{\log\left(\frac{12.2 * R_h}{Ks}\right)} \tag{9}$$

Fórmula propuesta (coeficiente de Manning, n_M):

$$n_M = -\frac{5.644 * 10^{-2}}{\log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{\mathrm{Re}^{0.9}}\right)} * R_h^{\frac{1}{6}} \tag{10}$$

Fórmulas experimentales

Para calcular el coeficiente de Chézy:

$$C_{CH} = \frac{V}{R_h^{1/2} * S^{1/2}} \tag{11}$$

Para calcular el coeficiente de Manning:

$$n_M = \frac{R_h^{\frac{2}{3}} * S^{\frac{1}{2}}}{V} \tag{12}$$

El autor escogió estas fórmulas por considerarlas representativas y estar relacionadas, pero se puede utilizar cualquiera de las muchas existentes en la actualidad.

Ejemplo I

Las rugosidades absolutas de hormigón que se usan a continuación fueron investigadas por Rouse (1883), Chow (1959) y Raju (1980) (tomadas de León, 2000).

Canal de Nueva York, revestido de hormigón. La rugosidad absoluta de este material es $Ks_{\text{mínimo}} = 0.0003$ m y $Ks_{\text{máximo}} = 0.003$ m. Estos valores son bastante confiables y facilitan la comparación entre las fórmulas actuales empíricas, experimentales y las propuestas (King, 1959: 336, table 101).

Datos geométricos: $A = 30.93$ m; $P = 19.39$ m; $R = 1.594$ m.

Datos hidráulicos: $V = 1.67$ m/s; $Q = 51.66$ m^3/s; $S = 0.0001611$ m/m.

Resultados al emplear las fórmulas experimentales actuales:

$$C_{CH} = \frac{V}{R_h^{1/2} * S^{1/2}} = \frac{1.67}{\left(1.594 * 0.0001611\right)^{0.5}} \approx 104.214 \tag{13}$$

$$n_M = \frac{R_h^{2/3} * S^{1/2}}{V} \approx 0.01037$$

Resultados al emplear las fórmulas propuestas:

Para $Ks = 0.0003$ m

$$C_{CH} = -17.718 \log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{R_e^{0.9}}\right) \approx 85.245 \tag{14}$$

$$n_M = -\frac{5.644 * 10^{-2}}{\log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{R_e^{0.9}}\right)} * R^{\frac{1}{6}} \approx 0.01268$$

Para $Ks = 0.003$ m

$$C_{CH} = -17.718 \log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{R_e^{0.9}}\right) \approx 76.245 \quad (15)$$

$$n_M = -\frac{5.644 * 10^{-2}}{\log\left(\frac{K_S}{14.8 * R_h} + \frac{5.74}{R_e^{0.9}}\right)} * R^{\frac{1}{6}} \approx 0.01418$$

Colebrook-White* para $Ks = 0.0003$ m y para $Ks = 0.003$ m

$$C_{C-W} = 18 * \log\left(\frac{12 * R_h}{K_S}\right) \approx 86.482, y, 68.482 \quad (16)$$

HEC-RAS. $Ks = 0.0003$ m y para $Ks = 0.003$ m

$$n_M = -\frac{0.05555 * R_h^{\frac{1}{6}}}{\log\left(\frac{12.2 * R_h}{Ks}\right)} \approx 0.01247, y, 0.01575 \quad (17)$$

Observar valores de n de Horton (King, 1959: 254, tabla 73):

$N_{\text{óptimo}} = 0.012$; $n_{\text{bueno}} = 0.014$*; $n_{\text{regular}} = 0.016$*; $n_{\text{malo}} = 0.018$.

$C_{CH\text{-óptimo}} = 90.067$; $C_{CH\text{-bueno}} = 77.200^{*}$; $C_{CH\text{-regular}} = 67.550$*; $C_{CH\text{-malo}} = 60.045$.

*Valores de uso común para proyectos.

Lo anteriormente expuesto también se puede confirmar calculando el coeficiente de Hazen Williams (C_{WH}) (King, 1959: 336, tabla 10.1):

$$F_{D-W} = 0.00723\, C_{WH} = \left(\frac{1034}{f} * \mathrm{Re}^{-0.148}\right)^{0.54} = 166.960 \quad (18)$$

Se conoce por la bibliografía internacional que para el hormigón la $C_{WH} = 130$.

Incluso este valor de $f_{D\text{-}W} = 0.00723$ cae fuera del diagrama de Moody.

De los cálculos anteriores se infiere:

Los resultados experimentales de la tabla 10.1 de King (1959) no concuerdan con ninguna de las fórmulas expuestas.

Es necesario aclarar que en el ejemplo 1 analizado, la categoría es de flujo turbulento pleno, zona de resistencia cuadrática, donde los coeficientes son independientes del número de Reynolds, por lo cual los resultados de las fórmulas empíricas existentes y las propuestas son similares.

Ejemplo II

Canal rectangular. Revestido de hormigón.

Datos: $b = 0.4$ m; $Ks = 0.0003$ m; $S = 0.00215$; $m = 0.0$.

Se tomó $\nu = 1 * 10^{-6}$ m^2/s (viscosidad cinemática para agua a 20 ^{0}C).

Resultados al emplear las fórmulas empíricas actuales

1. Para $Q = 0.000\,5$ m^3/s. Colebrook-White. $Re = 4\,813$. $C_{CH} = 44.575$ *HEC-RAS*; $n_M = 0.00989$.
2. Para $Q = 0.0100$ m^3/s; $Re = 80\,329$; $C_{CH} = 57.544$ *HEC-RAS*; n_M=0.01011.
3. Para $Q = 0.0873$ m^3/s; $Re = 410\,341$; $C_{CH} = 65.292$ *HEC-RAS*; $n_M = 0.01052$.

Resultados al emplear las fórmulas propuestas

1. Para $Q = 0.0005$ m^3/s; $Re = 4\,813$; $C_R = 0.01223$; $C_{CH} = 40.047$; $n_M = 0.01104$.
2. Para $Q = 0.0100$ m^3/s; $Re = 80\,329$; $C_R = 0.00637$; $C_{CH} = 55.509$; $n_M = 0.01051$.
3. Para $Q = 0.0873$ m^3/s; $Re = 410\,341$; $C_R = 0.00478$; $C_{CH} = 64.065$; $n_M = 0.01074$.

Error relativo entre las fórmulas actuales y las propuestas

1. Error relativo (%) = -11.30 y 10.40 para C_{CH} y n_M, respectivamente.
2. Error relativo (%) = -3.67 y 3.75 para C_{CH} y n_M, respectivamente.

3. Error relativo (%) = -1.92 y 2.07 para C_{CH} y n_M, respectivamente.

Para los tres casos (1, 2, y 3), según el diagrama de Moody, la categoría es de flujo turbulento transicional.

Se puede observar la variación de los coeficientes de Chézy y Manning cuando el número de Reynolds cambia y también cómo se van aproximando los valores de los coeficientes calculados por las fórmulas actuales y las propuestas para números de Reynolds relativamente altos.

Evidencias

Estas evidencias demuestran que las fórmulas de Chézy y Manning, que son las más empleadas para evaluar el régimen uniforme, no determinan de forma correcta los coeficientes C_{CH} y n_M.

1. *Manual de Hidráulica* (King, 1959: 168, Sección 6). Del estudio previo relativo de la figura 86 puede concluirse que la fórmula de Chézy daría resultados excelentes para la corriente en conductos rugosos a números de Reynolds grandes, en cuyo caso el exponente de V es aproximadamente 2. Cuando después otros investigadores encontraron que esta fórmula no concordaba con los resultados experimentales en tubos lisos a velocidades pequeñas, se idearon otras fórmulas empíricas para satisfacer cada grupo particular de ensayos. Sólo en años recientes se reconoció de modo general que todos los ensayos de esta naturaleza pueden unificarse por medio del número de Reynolds.

2. *Hidráulica de las Conducciones Libres* (Alcides Méndez (s.a.): 225, capítulo 4. El régimen uniforme). Como se demostró, la ecuación de Manning, en estricto sentido, sólo es aplicable en flujos altamente turbulentos con fronteras rugosas. La estimación del valor apropiado en estos casos se convierte en una cuestión de suma importancia.

En ambas citas se reconoce que las fórmulas de Chézy y Manning son casos particulares del cómputo del régimen uniforme y es el que se corresponde con la categoría del flujo turbulento pleno; es decir, con la zona de resistencia cuadrática (zona de turbulencia completa en el diagrama de Moody).

3. Por lo general, en los problemas prácticos, la zona en que caen los coeficientes de resistencia hidráulicos es la de transición.

4. Todo indica que los coeficientes C_{CH} y n_M han sido conceptualmente definidos para la zona de resistencia cuadrática, donde el exponente de la velocidad es aproximadamente dos. O lo que es lo mismo, los coeficientes sólo son función de la rugosidad relativa; por tanto, son independientes del número de Reynolds.

Observar la dependencia de la rasante de energía (S), en función de la categoría del flujo turbulento:

1. Flujo turbulento pleno (zona de turbulencia completa o de resistencia cuadrática, sobre o por encima de la línea de puntos):

$$S \rightarrow V^2, D^Y y, \varepsilon \qquad (19)$$

Flujo turbulento en zona de transición (zona entre la línea de turbulencia completa y la curva para tubos lisos):

$$S \rightarrow V^X, D^Y, \nu^K y, \varepsilon \qquad (20)$$

Flujo turbulento en tubos lisos (sobre la curva para tubos lisos):

$$S \rightarrow V^{1.75}, D^{1.25}, \nu^{0.25} \ (Re, e/\ 2320 \text{ y } 10^5). \qquad (21)$$
$$S \rightarrow V^X, D^Y, y, \nu^K \ (Re, e/\ 2320 \text{ y } 10^8).$$

Se infiere que de forma general los exponentes de la velocidad (V), el diámetro (D), la viscosidad cinemática (ν) y la rugosidad (ε) son variables, e incluso se observa que en el flujo turbulento pleno no influye la viscosidad, así

como en el flujo turbulento liso no influye la rugosidad relativa.

Conclusiones

1. Las fórmulas propuestas para la evaluación de los coeficientes de Chézy y Manning, C_{CH} y n_M, respectivamente, son más veraces y precisas que las existentes en la actualidad.
2. El cálculo de los coeficientes de Chézy (C_{CH}) y Manning (n_M) están en dependencia de la categoría del flujo turbulento que esté ocurriendo, es decir, de la zona de resistencia en que se ubiquen en función del número de Reynolds y la rugosidad relativa.
3. Si no se conoce la categoría del flujo turbulento presente en el régimen uniforme es un error de concepto emplear las fórmulas actuales para la determinación de los coeficientes de Chézy (C_{CH}) y Manning (n_M).

Referencias

Alcides, J. L. Méndez (s.a.). Cap. 4. El Régimen Uniforme (p. 225). En *Hidráulica de las conducciones libres*.

Agroskin, I. I. (1960). *Hidráulica* (pp. 285-336). Tomo I. La Habana: Ministerio de Educación Superior, ISCA.

Chow, V. T. (1959). *Open-Chanel Hydraulics* (pp. 98-123, 192-197). La Habana: Edición Revolucionaria, Instituto del Libro.

Hoogcarspel, P.A.H. (1985). Open-Chanel Flows (pp. 11-117). The Netherlands.

King, H. W. (1959). *Manual de Hidráulica* (pp. 254, 336-358). La Habana: Edición Revolucionaria, Instituto del Libro.

León, M. J. F. A. (2000). *Hidráulica de las conducciones libres* (pp. 87-98, 194-278, 411-439, 674-676). Tomos I y II. La Habana: Ministerio de Educación Superior.

Montes, J. S. (2000). *Hydraulics of Open Channel Flow* (pp. 147-207). Madrid: ASCE Press.

Nekrasov, B. (1968). *Hidráulica* (pp. 135-157). Moscú: ED-MIR.

Pashkov, N. N., & Dolqachev, F. M. (1985). *Hidráulica y máquinas hidráulicas* (pp. 184-226). Moscú: EM.

Universidad de Pinar del Río (2003-2006). *Documentación base de la Maestría de Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. Pinar del Río, Cuba: Universidad de Pinar del Río.

Dirección institucional del autor

M.I. Oscar Jiménez Medina

1003 SW 142 PL
CP 33184 Miami, Florida, USA
Teléfono: +305 (786) 2963 793
oscarjmjimenezmedina@gmail.com

Haga clic aquí para escribir al autor

Riesgo de inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México

• Hugo Larios-Tlali* •
Colegio de Postgraduados, México
*Autor de correspondencia

• Elibeth Torres-Benites •
Manejo Integral de Cuencas S.A. de C.V.

• Abel Quevedo-Nolascol • Mario R. Martínez-Menes •
Colegio de Postgraduados, México

• Jorge A. Salgado-Tránsito •
Colegio Mexicano de Especialistas en Recursos Naturales, A.C.

Resumen

Larios-Tlali, H., Torres-Benites, E., Quevedo-Nolascol, A., Martínez-Menes, M. R., & Salgado-Tránsito, J. A. (mayo-junio, 2015). Riesgo de inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 39-56.

El objetivo del presente trabajo fue aplicar el modelo de simulación hidráulica *HEC-RAS* para delimitar las zonas con riesgo a inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México, utilizando la metodología del Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred), que considera la vulnerabilidad y el peligro de un sistema ante la ocurrencia de un fenómeno extremo perturbador. El modelo *HEC-RAS* usa ecuaciones diferenciales determinísticas que simulan el comportamiento y la dinámica de los niveles de agua en secciones transversales del cauce; su aplicación bajo condiciones de flujo no permanente y régimen mixto permitió definir las áreas de inundación alcanzadas durante una avenida extraordinaria. Para la simulación hidráulica se construyeron hidrogramas unitarios sintéticos con datos de precipitación registrados durante un evento hidrometeorológico extremo; la geometría del cauce se obtuvo con la extensión *HEC-GeoRAS*, herramienta que extrajo y procesó información georreferenciada del Modelo Digital de Elevación (MDE) LiDAR tipo terreno y los coeficientes de rugosidad (η de Manning) se estimaron de acuerdo con las características físicas del canal. Para calibrar los datos estimados por el modelo se utilizó información hidrométrica (niveles registrados) de la estación 28003 Cardel. La aplicación de tres estadísticas de prueba: R, RMSE y DMA demostraron un alto ajuste entre datos observados *versus* simulados, respaldando la aplicabilidad del modelo *HEC-RAS* para simular, predecir y delimitar zonas de riesgo a inundación.

Palabras clave: simulación hidráulica, inundación, hidrograma, fenómenos hidrometeorológicos extremos, calibración, riesgo a inundación.

Abstract

Larios-Tlali, H., Torres-Benites, E., Quevedo-Nolascol, A., Martínez-Menes, M. R., & Salgado-Tránsito, J. A. (May-June, 2015). Flood Risk in a Sub-Basin of the La Antigua River, Veracruz. Mexico. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 39-56.*

The aim of this study was to apply the HEC-RAS hydraulic simulation model to delineate flood hazard areas in a sub-basin of the La Antigua River, Veracruz, using the methodology by the National Center for Disaster Prevention (Cenapred). This methodology takes into account the vulnerability and risk of a system to an extreme disturbance. The HEC-RAS model uses deterministic differential equations to simulate the behavior and dynamics of water levels in cross-sections of channels. By applying it under unsteady and mixed flow conditions, areas of flooding resulting from an unusually large flood can be defined. For hydraulic simulation, synthetic unit hydrographs were constructed using data recorded during an extreme hydrometeorological precipitation event. Channel geometry was obtained with HEC-GeoRAS, a tool which extracts and processes georeferenced information from a LiDAR land surface Digital Elevation Model (DEM). Roughness coefficients (η Manning) were estimated according to the physical characteristics of the channel. To calibrate the estimates calculated by the model, hydrometric information (recorded levels) was used from the Cardel 28003 station. The application of three test statistics— R, RMSE and DMA— showed a good fit between simulated and observed data, indicating the applicability of the HEC-RAS model to simulate, predict and delineate flood hazard zones.

***Keywords**: Hydraulic simulation, flood hydrograph, extreme hydrometeorological events, calibration, flood.*

Recibido: 25/06/2014
Aceptado: 23/02/2015

Introducción

México, por su ubicación geográfica, es un país vulnerable a la ocurrencia de diversos fenómenos hidrometeorológicos, principalmente a la formación y desarrollo de ciclones tropicales (Jáuregui, 2003) en la costa del Pacífico y del Golfo de México. Un efecto de estos fenómenos –en cualquiera de sus etapas– son las inundaciones originadas por lluvias torrenciales; sin embargo, no es el único factor que determina la magnitud de estas catástrofes, también incluye la distribución espacial de la lluvia, la morfometría de los cauces, la infraestructura, la topografía, el relieve, la cobertura vegetal, el uso de suelo y las unidades edafológicas (Cenapred, 2001).

La zona costera del estado de Veracruz, por su ubicación geográfica, orografía, clima y asentamientos humanos en zonas de alto riesgo, también es un área vulnerable a estos fenómenos. En las dos últimas décadas (de 1990 a 2010), los municipios de Tuxpan, Tamiahua, Tecolutla, Nautla, San Andrés Tuxtla y La Antigua sufrieron los efectos de cinco tormentas tropicales y diez huracanes (GEV, 2011).

El paso cercano de tormentas o ciclones tropicales pueden ser causas de inundaciones, pero también lo pueden ser las depresiones tropicales menores e incluso nortes (Acevedo & Luna-Díaz, 2006). Entre 1950 y 1994 se registraron 475 inundaciones en la región Golfo Centro, de las cuales 255 ocurrieron en la región Pánuco (CSVA, 2007), la mayoría de estas catástrofes se relacionan con la ocurrencia de fenómenos hidrometeorológicos extremos.

El potencial hídrico superficial del estado de Veracruz es de los más altos de México, su escurrimiento superficial anual medio se estima en 121 millones de metros cúbicos, lo que representa 33% del escurrimiento superficial de todo el país (CSVA, 2005). Veracruz tiene una superficie de 72 815 km^2, 73% de su territorio está por debajo de los 200 msnm (Tejeda, 2006). El gobierno del estado de Veracruz (GEV, 2011) estima una superficie inundable de 6 275 km^2 (8% del territorio estatal), donde habitan 1 252 251 personas en 2 189 localidades de 118 municipios, lo que indica que uno de cada seis veracruzanos se ve afectado por las inundaciones.

Por lo anterior, es necesario e imprescindible realizar un estudio integral para estas zonas con alto riesgo a inundación, el cual debe proponer acciones, obras y programas que prevengan, reduzcan, atiendan y mitiguen los daños ocasionados por tales catástrofes. Una de las medidas no estructurales para disminuir el riesgo por inundación es la delimitación de dichas zonas.

El presente trabajo ha combinado el uso de sistemas de información geográfica (SIG), técnicas de percepción remota, trabajos de prospección en campo, análisis de información hidrometeorológica y aplicación de un modelo matemático de simulación hidráulica (*HEC-RAS*, versión 4.1.0) para delimitar las zonas con riesgo a inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, una de las regiones del estado más dañadas por inundaciones en las últimos años.

Los resultados obtenidos en la simulación hidráulica fueron comparados con los niveles registrados en la estación hidrométrica 28003 Cardel (durante la ocurrencia de un fenómeno hidrometeorológico extremo), para ello se emplearon tres estadísticas de prueba (R, RMSE y DMA), cuyos valores obtenidos demostraron un alto ajuste entre datos observados *versus* simulados.

Área de estudio

La cuenca del río La Antigua se ubica entre los paralelos 19° 05' y 19° 34' latitud norte y los meridianos -96° 06' y -97° 16' longitud oeste. Tiene un área aproximada de 2 827 km^2, que se distribuye en los estados de Puebla y Veracruz. El río La Antigua nace en la Sierra Madre Oriental, con el nombre de río Sumidero, al oriente de la localidad González Ortega, en el estado de Puebla, a una altitud de 3 345 msnm (Espinoza, 2009). La cuenca pertenece a la Región Hidrológica 28 Papaloapan (RH28) y a la Subregión Jamapa y Otros, y está conformada por

cuatro subcuencas: RH28Bc, RH28Bd, RH28Be y RH28Bf (figura 1).

El área de estudio incluye sólo la subcuenca RH28Be (subcuenca del río La Antigua), ya que en esta zona se registran los mayores daños provocados por el desbordamiento del río La Antigua.

La subcuenca RH28Be tiene una superficie de 508.3 km^2, se enmarca dentro de los paralelos 19° 12′ y 19° 23′ y los meridianos -96° 21′ y -97° 00′. Se distribuye horizontalmente con dirección oeste-este en el estado de Veracruz, sobre las subprovincias fisiográficas denominadas "Chiconquico" y "Llanura Costera Veracruzana", las cuales pertenecen, respectivamente, a la Provincia Fisiográfica X Eje Neovolcánico Transversal y a la Provincia Fisiográfica XIII Llanura Costera del Golfo Sur.

El clima predominante, según la clasificación de Köppen, modificada por Enriqueta García, es el grupo A (cálidos húmedos tropicales), donde domina la unidad climática "Awo", con una temperatura que oscila entre 18.7° y 25.2 °C; en los meses de abril a mayo se presentan los valores más altos y de noviembre a febrero las temperaturas más frías; la temperatura media anual es de 22.3 °C. Por otro lado, la precipitación media anual es de 1 393 mm; en la parte alta de la subcuenca (zona montañosa) se han registrado valores que superan los 2 000 mm, y en la parte central se registran valores entre 900 y 1 000 mm. La evaporación media anual es de 1 340 mm; en los meses de marzo a mayo es más intensa y en el mes de diciembre se presentan los valores mínimos (SMN, 2008). De acuerdo con el conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación serie IV, escala 1:250 000 del INEGI (2012), en la subcuenca RH28Be existen seis usos de suelo y vegetación: agricultura, pastizal cultivado, bosque de encino, bosque de

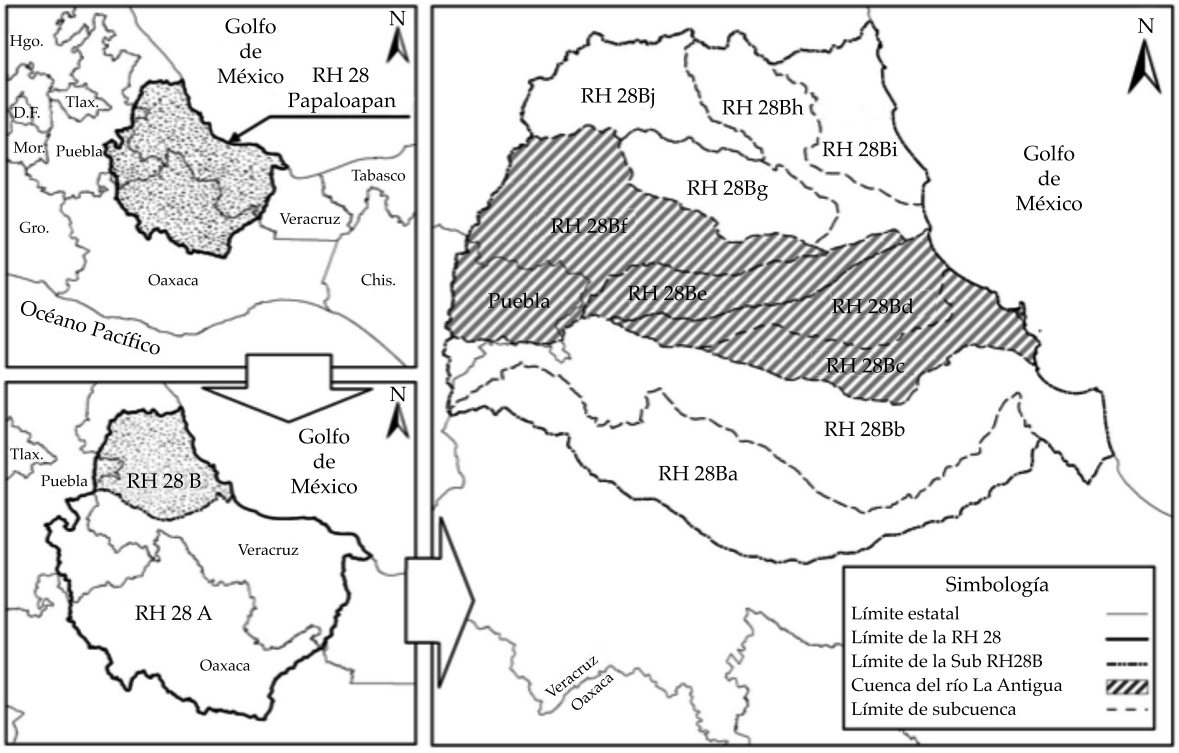


Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río La Antigua, con base en la Red Hidrográfica escala 1:50 000 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2010.

coníferas, selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia; el uso de suelo predominante es la agricultura, ocupa una superficie de 322.3 km^2, lo que representa 63.4% del área total. Por otro lado, con base en el Sistema de Clasificación de Suelos WRB-2000, la unidad edafológica de mayor distribución es el vertisol pélico, al ocupar una superficie de 271.7 km^2, lo que representa 53%, seguido del acrisol órtico y litosol, con 110.7 y 98.3 km^2, respectivamente.

Materiales y métodos

Descripción del modelo

El *HEC-RAS* (Hydrologic Engineering Center-River Analisis System) es un modelo numérico creado por el Cuerpo de Ingenieros de la Armada de los Estados Unidos, de uso libre y en continuo desarrollo (Turégano, 2012). El procedimiento básico de cálculo de este *software* se fundamenta en la solución de la ecuación de energía, donde las pérdidas de energía por fricción se estiman usando la ecuación de Manning; las pérdidas locales por contracción y expansión del flujo se calculan como una fracción del cambio en la velocidad entre dos secciones (USACE, 2002). Este programa utiliza el método de paso estándar (Standard Step Method), el cual consiste en determinar el tirante en una sección a partir del tirante asociado con el escurrimiento de una sección adyacente (aguas arriba o aguas abajo, dependiendo del régimen de escurrimiento). El balance de energía entre estas dos secciones se hace resolviendo la siguiente ecuación:

$$Y_2 + Z_2 + \frac{a_2 V_2^2}{2g} = Y_1 + Z_1 + \frac{a_1 V_1^2}{2g} + h_e \qquad (1)$$

donde Y_1, Y_2 = tirante en la sección trasversal; Z_1, Z_2 = elevaciones del fondo del canal principal; V_1, V_2 = velocidades promedio; a_1, a_2 = coeficientes de velocidad; g = aceleración de la gravedad, y h_e = pérdida de energía (Ceballos, 2011).

Según Timbadiya, Patel y Porey (2011), este razonamiento simplifica el flujo de agua como un flujo unidimensional, asume que el tirante y velocidad solo varían en dirección longitudinal del canal, cuyo eje se supone aproximadamente a una línea recta con velocidad constante en cualquier punto de la sección trasversal.

Delimitación de las unidades de análisis

La delimitación de la unidad de análisis establece las interacciones entre los componentes del sistema y los procesos que en él ocurren durante la simulación hidráulica. El mapa base se elaboró utilizando los datos vectoriales de la RH28B, extraída de la Red Hidrológica escala 1:50 000 reportada por INEGI en su página web (consultado el 1° de julio de 2013, disponible en http://www.inegi.org.mx).

El análisis, como se ha señalado, incluyó sólo la subcuenca RH28Be, debido a que en esta zona se han registrado los mayores daños provocados por el desbordamiento del río La Antigua; sin embargo, considerando que el escurrimiento registrado por la estación hidrométrica 28003 es el acumulado de RH28Be y RH28Bf (figura 2), cuyos datos fueron utilizados en la calibración, se modeló el comportamiento y la dinámica de la red hidrológica RH28Be, tomando en cuenta el escurrimiento generado por RH28Bf.

En la figura 3 se observa la suma del escurrimiento de RH28Bf al tramo "Sta. María", a través del afluente conocido como "Pescados". De esta forma se modelaron ocho cauces de RH28Be y uno de RH28Bf (ver figura 2).

Para cada afluente se requirió de información específica de su zona de dominio, por lo que se dividió al área de estudio en nueve unidades de respuesta hidrológica (URH); cada una corresponde a un afluente o tramo considerado en la modelación. Los parámetros de las URH que se utilizaron para estimar los caudales se muestran en el cuadro 1.

Estimación de los hidrogramas de entrada

En la subcuenca RH28Be, los registros de precipitación son más abundantes que los de escurrimiento, por ello se eligió un método indirecto

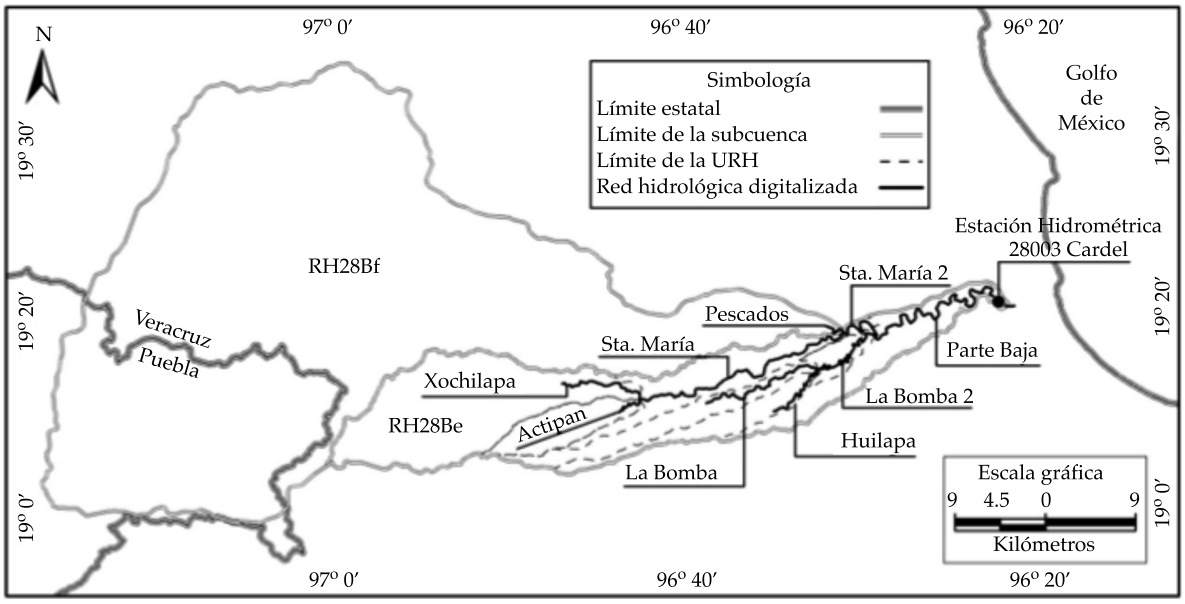


Figura 2. Distribución de las subcuencas y unidades de respuesta hidrológica (URH). Para delimitar las URH se empleó *WMS*, ver. 8.3 y el MDE LiDAR tipo terreno del INEGI, 2013.

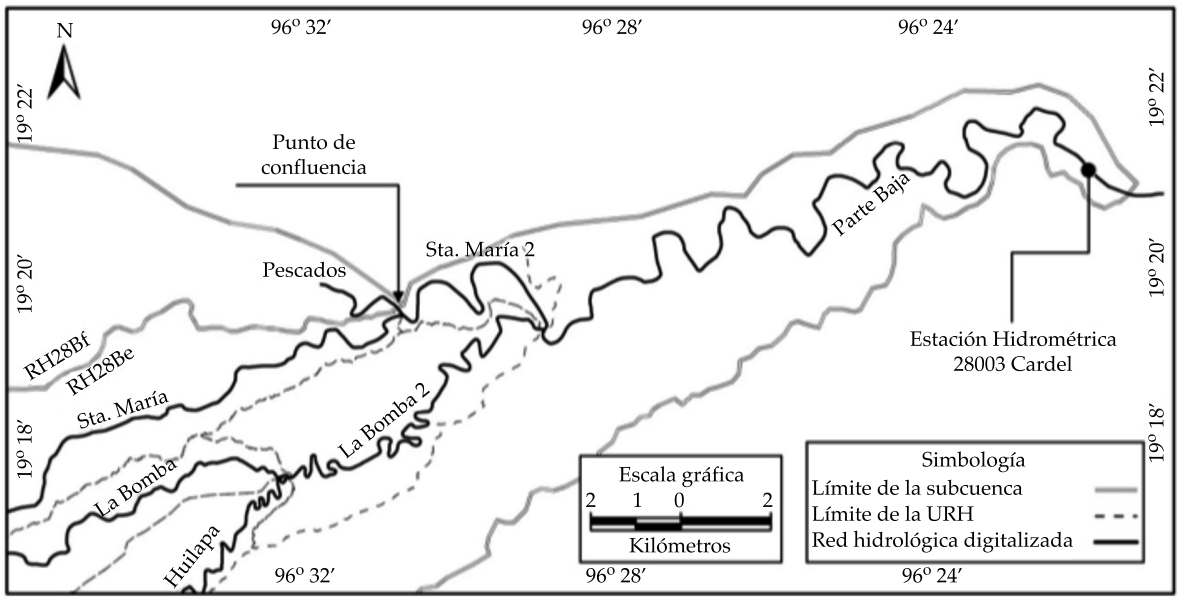


Figura 3. Confluencia del río Pescados (subcuenca RH28Bf) y el río La Antigua (subcuenca RH28Be).

para construir un hidrograma de escorrentía superficial, asociado con una lluvia de duración y profundidad unitaria. El método utilizado fue el hidrograma adimensional curvilíneo del SCS (Soil Conservation Service), que puede ser representado por un hidrograma unitario trian-

Cuadro 1. Parámetros morfométricos de las URH.

URH		Parámetro				
Nombre	Núm.	Longitud del cauce (km)	Cota máxima (msnm)	Cota mínima (msnm)	Superficie (km²)	Pendiente (%)
Xochilapa	I	38.8	1 556	260	193.96	0.032
Actipan	II	16.3	984	260	44.91	0.044
La Bomba	III	35.8	900	182	53.96	0.020
Huilapa	IV	28.3	722	182	40.57	0.019
Pescados	V	113.9	3 721	98	1 631.67	0.031
Sta. María	VI	63.0	1 556	98	314.02	0.023
La Bomba 2	VII	46.4	900	73	110.06	0.018
Sta. María 2	VIII	120.0	3 721	73	1 950.06	0.030
Parte Baja	IX	142.2	3 721	5	2 145.15	0.026

gular (HUT). El método propuesto por Mockus (1957) genera un gasto pico en función del área de la cuenca y el tiempo pico según la siguiente ecuación:

$$q_p = \frac{0.555\, hp_e A}{t_p} \tag{2}$$

Del análisis de varios hidrogramas, Mockus concluye que el tiempo base y el tiempo pico se relacionan mediante la expresión:

$$t_b = 2.67\, t_p \tag{3}$$

el tiempo pico se expresa:

$$t_p = \frac{d_e}{2} + t_r \tag{4}$$

$$t_r = 0.6\, t_c \tag{5}$$

El tiempo de concentración (t_c) se puede estimar con la ecuación de Kirpich:

$$t_c = 0.000325 \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}} \tag{6}$$

La duración del exceso de lluvia (d_e) se calcula para cuencas grandes con la siguiente ecuación:

$$d_e = 2\sqrt{t_c} \tag{7}$$

donde q_p = gasto pico unitario ($m^3/s/mm$); hp_e = altura de precipitación efectiva (mm); A = área de la cuenca (km^2); t_p = tiempo pico (h); t_b = tiempo base (h); t_r = tiempo retraso (h); L = longitud del cauce principal (m), y S = pendiente del cauce (%).

Una vez generado el HUT con la metodología de Mockus, se estimó el hidrograma adimensional curvilíneo del SCS, que suaviza la forma del HUT; el hidrograma del SCS conserva las mismas unidades de tiempo y volumen que el HUT. Para obtener el hidrograma unitario del SCS se multiplican las ordenadas por el q_p y las abscisas por el t_p (Barrios & Olaya, 2007).

El hidrograma unitario se construyó con los datos de precipitación registrados en 25 estaciones meteorológicas (ubicadas dentro y en la periferia de la subcuenca RH28Be) durante la ocurrencia de un fenómeno hidrometeorológico extremo que impactó las costas de Veracruz el 17 de septiembre 2010: el huracán *Karl*. Los datos de precipitación fueron proporcionados por la Dirección Técnica del Organismo de Cuenca Golfo Centro (OCGC) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Con la información de las estaciones se calculó la precipitación media ponderada de cada URH utilizando el método de las isoyetas, el cual establece un área de influencia delimitada por líneas que unen los puntos de igual valor de precipitación de acuerdo con la siguiente expresión:

$$D = \frac{\sum_i^N a_i D_i}{A} \tag{8}$$

donde D = altura de precipitación media (mm); a_i = área entre cada dos isoyetas (km^2); D_i = promedio de precipitación entre dos isoyetas (mm), y A = área total de la cuenca (km^2).

En la figura 4 se muestran los hidrogramas adimensionales curvilíneos del SCS estimados para las nueve URH, y en el cuadro 2 se tienen los valores de t_p y Q, valores que construyen dichos hidrogramas.

Geometría de cauces

La geometría de los cauces se obtuvo modelando con *HEC-GeoRAS*, una extensión del *HEC-RAS* que extrae la información georreferenciada de un MDE. En este trabajo se utilizó el MDE *LiDAR* tipo terreno, con una resolución de 5 m en la horizontal y 0.25 m en la vertical.

Se inició digitalizando el centro del cauce principal de la red hidrológica RH28Be, comenzando de aguas arriba hacia aguas abajo; los centros de cada afluente tributario se unieron conforme avanzó la digitalización. Posteriormente se dibujaron las márgenes, primero la margen izquierda (del cauce principal) y después su margen derecha; de igual forma se unieron las márgenes de los afluentes tributarios de aguas arriba hacia agua abajo. La longitud de los centros de cauce digitalizados suman 186.5 km y las márgenes suman 374.4 km (figura 5).

Para generar las secciones transversales se tomaron en cuenta las siguientes condiciones: a) el trazo de la sección parte de la margen izquierda hacia la margen derecha; b) las secciones se trazan de aguas arriba hacia aguas abajo y son perpendiculares al centro del cauce; c) las secciones no se pueden interceptar entre ellas, y d) las secciones transversales sólo pueden cruzar una sola vez al centro y márgenes del cauce. En total se crearon 2 435 secciones transversales a lo largo de los nueve cauces o tramos que integran la red hidrológica digitalizada, el intervalo entre cada sección fue de 20 m y la longitud de trazo (o ancho de sección) osciló entre 100 y 1 200 m.

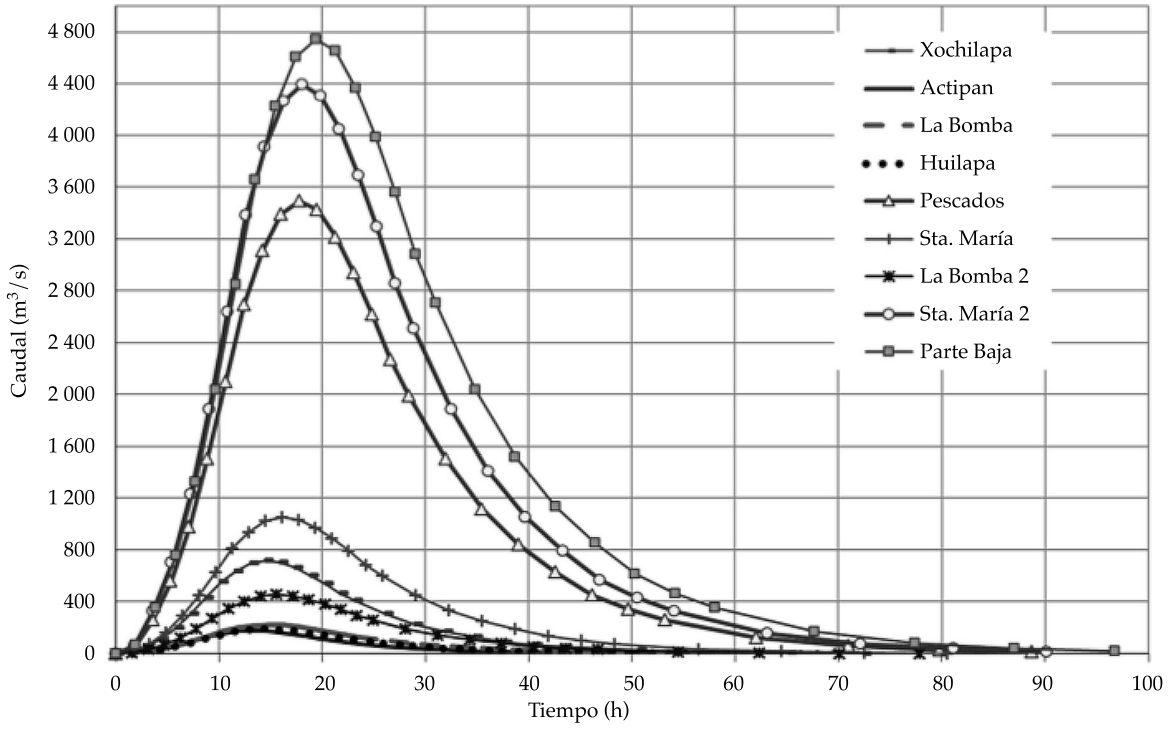


Figura 4. Hidrogramas adimensionales curvilíneos del SCS considerados en la simulación hidráulica.

Cuadro 2. Valores de t_p y Q calculados utilizando la metodología del SCS.

Xochilapa		Actipan		La Bomba		Huilapa		Pescados		Sta. María		La Bomba 2		Sta. María 2		Parte Baja	
t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q	t_p	Q
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1.4	10.8	1.3	2.7	1.5	3.3	1.4	2.9	1.8	52.5	1.6	15.8	1.6	6.9	1.8	66.0	1.9	71.2
2.9	54.0	2.6	13.7	3.0	16.7	2.9	14.4	3.5	262.3	3.2	79.2	3.1	34.3	3.6	329.9	3.9	356.2
4.3	115.2	3.9	29.2	4.4	35.7	4.3	30.8	5.3	559.6	4.8	169.0	4.7	73.1	5.4	703.8	5.8	759.9
5.8	201.7	5.3	51.1	5.9	62.5	5.8	53.9	7.1	979.3	6.4	295.8	6.2	128.0	7.2	1 231.7	7.7	1 329.8
7.2	309.7	6.6	78.5	7.4	96.0	7.2	82.8	8.9	1 503.9	8.1	454.2	7.8	196.5	9.0	1 891.5	9.7	2 042.1
8.7	432.1	7.9	109.5	8.9	134.0	8.6	115.5	10.6	2 098.5	9.7	633.8	9.3	274.3	10.8	2 639.3	11.6	2 849.5
10.1	554.5	9.2	140.5	10.4	172.0	10.1	148.3	12.4	2 693.0	11.3	813.4	10.9	352.0	12.6	3 387.2	13.5	3 656.9
11.6	641.0	10.5	162.4	11.8	198.7	11.5	171.4	14.2	3 112.7	12.9	940.1	12.5	406.8	14.4	3 915.0	15.5	4 226.8
13.0	698.6	11.8	177.0	13.3	216.6	12.9	186.8	16.0	3 392.5	14.5	1 024.6	14.0	443.4	16.2	4 266.9	17.4	4 606.7
14.5	720.2	13.1	182.5	14.8	223.3	14.4	192.6	17.7	3 497.4	16.1	1 056.3	15.6	457.1	18.0	4 398.9	19.3	4 749.2
15.9	705.8	14.4	178.8	16.3	218.8	15.8	188.7	19.5	3 427.5	17.7	1 035.2	17.1	447.9	19.8	4 310.9	21.3	4 654.2
17.4	662.6	15.8	167.9	17.8	205.4	17.3	177.2	21.3	3 217.6	19.3	971.8	18.7	420.5	21.6	4 047.0	23.2	4 369.2
18.8	605.0	17.1	153.3	19.2	187.6	18.7	161.8	23.1	2 937.9	20.9	887.3	20.2	384.0	23.4	3 695.1	25.1	3 989.3
20.3	540.1	18.4	136.9	20.7	167.5	20.1	144.4	24.8	2 623.1	22.6	792.3	21.8	342.8	25.3	3 299.2	27.1	3 561.9
21.7	468.1	19.7	118.6	22.2	145.2	21.6	125.2	26.6	2 273.3	24.2	686.6	23.4	297.1	27.1	2 859.3	29.0	3 087.0
23.2	410.5	21.0	104.0	23.7	127.3	23.0	109.8	28.4	1 993.5	25.8	602.1	24.9	260.5	28.9	2 507.4	30.9	2 707.0
26.0	309.7	23.6	78.5	26.7	96.0	25.9	82.8	31.9	1 503.9	29.0	454.2	28.0	196.5	32.5	1 891.5	34.8	2 042.1
28.9	230.5	26.3	58.4	29.6	71.5	28.8	61.6	35.5	1 119.2	32.2	338.0	31.1	146.3	36.1	1 407.7	38.7	1 519.7
31.8	172.8	28.9	43.8	32.6	53.6	31.6	46.2	39.0	839.4	35.4	253.5	34.3	109.7	39.7	1 055.7	42.6	1 139.8
34.7	129.6	31.5	32.8	35.5	40.2	34.5	34.7	42.6	629.5	38.7	190.1	37.4	82.3	43.3	791.8	46.4	854.8
37.6	93.6	34.1	23.7	38.5	29.0	37.4	25.0	46.1	454.7	41.9	137.3	40.5	59.4	46.9	571.9	50.3	617.4
40.5	70.6	36.8	17.9	41.5	21.9	40.3	18.9	49.7	342.7	45.1	103.5	43.6	44.8	50.5	431.1	54.2	465.4
43.4	54.0	39.4	13.7	44.4	16.7	43.2	14.4	53.2	262.3	48.3	79.2	46.7	34.3	54.1	329.9	58.0	356.2
50.7	25.9	45.9	6.6	51.8	8.0	50.4	6.9	62.1	125.9	56.4	38.0	54.5	16.5	63.1	158.4	67.7	171.0
57.9	13.0	52.5	3.3	59.2	4.0	57.5	3.5	71.0	63.0	64.4	19.0	62.3	8.2	72.1	79.2	77.4	85.5
65.1	6.5	59.1	1.6	66.6	2.0	64.7	1.7	79.8	31.5	72.5	9.5	70.1	4.1	81.2	39.6	87.0	42.7
72.4	2.9	65.6	0.7	74.0	0.9	71.9	0.8	88.7	14.0	80.5	4.2	77.8	1.8	90.2	17.6	96.7	19.0

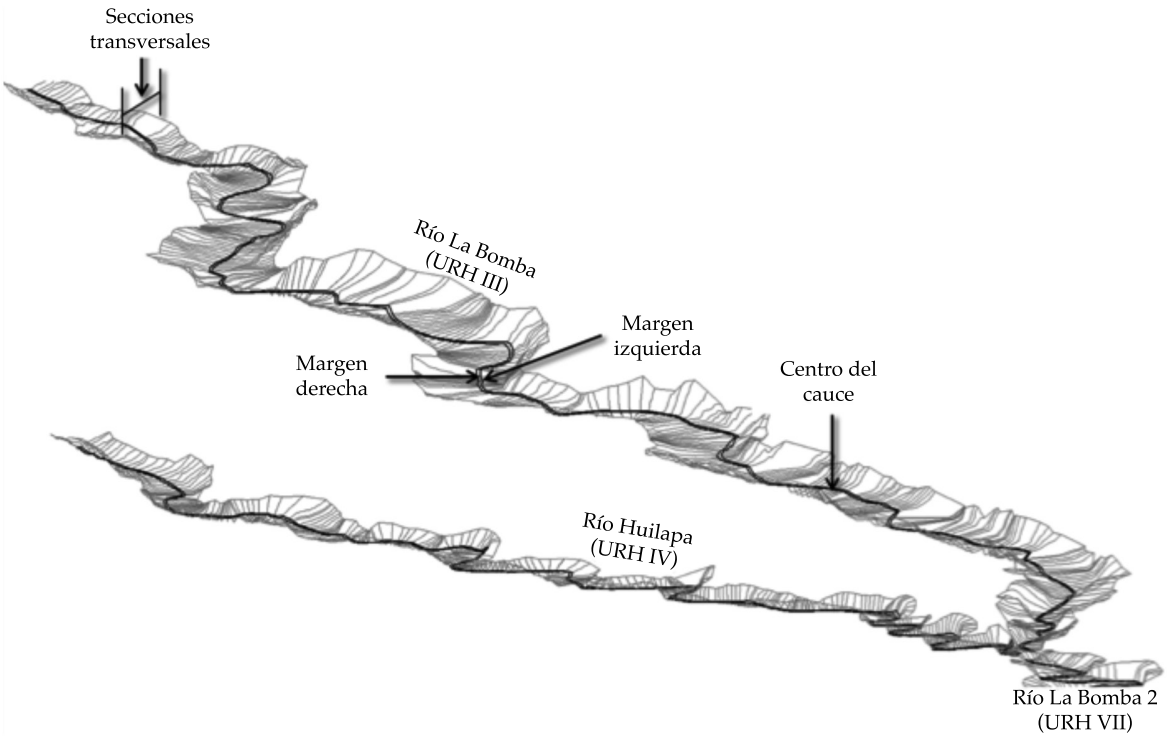


Figura 5. Secciones transversales de los ríos La Bomba, Huilapa y La Bomba 2, obtenidas con la extensión *HEC-GeoRAS*.

Determinación del coeficiente de Manning

El coeficiente de rugosidad de Manning representa la resistencia al flujo de agua en cauces sobre las llanuras de inundación; el valor es más alto cuando existe mayor rugosidad en la superficie de contacto con el flujo (Kumar, 2013). Este coeficiente debería ser calibrado a partir de información obtenida en campo (perfiles y secciones de ríos); sin embargo, cuando no se dispone de datos de aforo, se recomienda utilizar guías —para la selección del coeficiente— que propongan valores para cauces de características similares o valores obtenidos de datos experimentales (Turégano, 2012).

El modelo requiere la asignación de un coeficiente de rugosidad para la margen izquierda, derecha y centro de cada sección transversal. El valor se estableció utilizando la "Tabla del coeficiente de rugosidad de Manning", propuesta por Chow, Maidment y Mays (1994), la cual establece el coeficiente en relación con las características y condiciones más sobresalientes del canal, como rugosidad del fondo del cauce, cobertura y tipo de vegetación, y sinuosidad del canal, entre otras. La asignación de este coeficiente se apoyó en puntos de verificación en campo efectuados sobre el río La Antigua y sus afluentes.

En la figura 6a se observa que el fondo del cauce posee distintas características de rugosidad; por lo tanto, el fondo de cada sección transversal posee un coeficiente de Manning acorde con las condiciones del sitio. También se observa que ambas márgenes pueden ser muy diferentes en una misma sección (figura 6b), por ello cada margen posee un coeficiente propio. En total se obtuvieron 7 305 valores, estos datos se ingresaron en una base de datos dentro del entorno de *HEC-RAS*.

Además de los coeficientes de Manning correspondientes a cada sección transversal, el modelo requiere: a) la separación entre el extremo izquierdo de una sección y el extremo

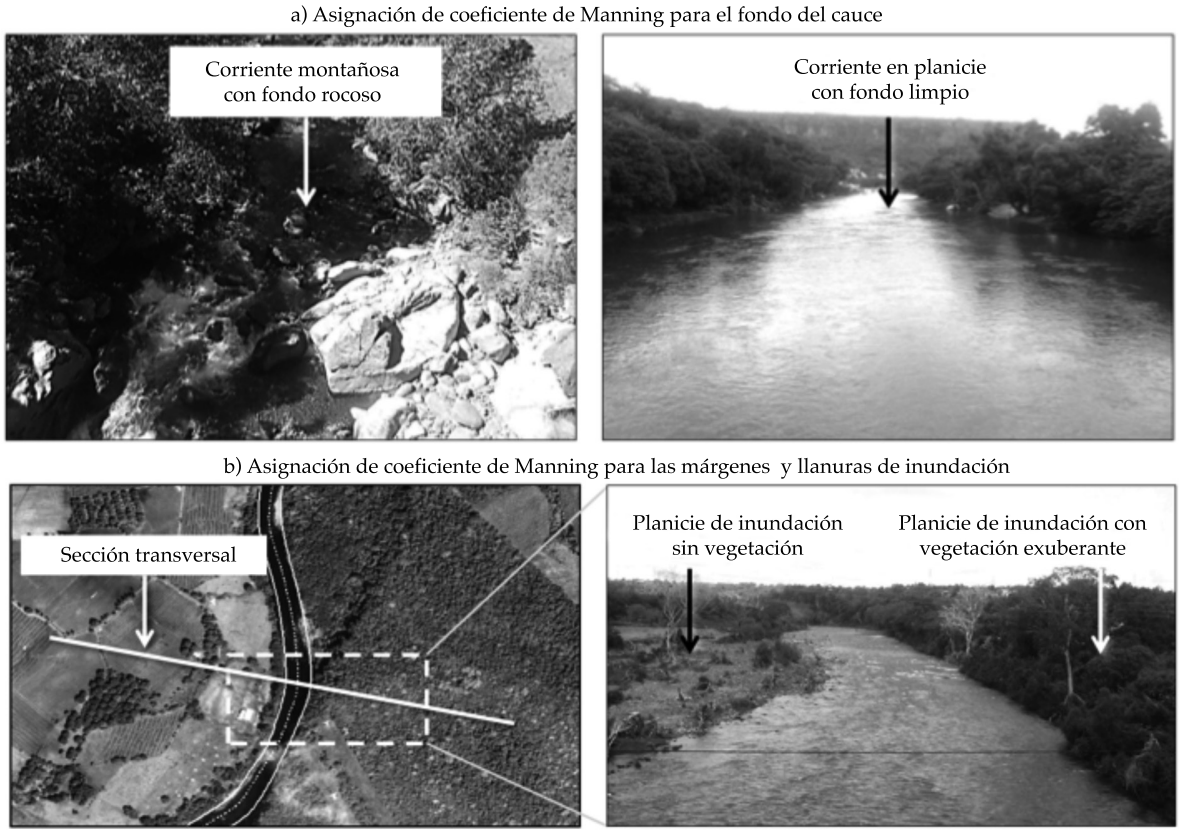


Figura 6. Asignación de los valores de Manning según tablas de Chow, Maidment y Mays (1994).

izquierdo de la sección de abajo; b) la distancia que existe entre el cruce de una sección al eje y el cruce de la sección de abajo, y c) la separación entre el extremo derecho de una sección y el extremo derecho de la sección de abajo. Estas distancias fueron medidas y se ingresaron en una base de datos dentro del entorno de *HEC-RAS*.

Condiciones de frontera y régimen de flujo

Una vez capturada la base de datos, se ingresaron los hidrogramas unitarios del SCS estimados para cada URH. Dada la sinuosidad de los afluentes se eligió simular bajo un régimen de flujo mixto, el cual considera las condiciones de frontera aguas arriba y abajo del cauce.

En la confluencia de un afluente tributario y el cauce principal no se requirió establecer condiciones entre dichas uniones, ya que el modelo considera automáticamente condiciones de contorno interior, sólo se definieron las condiciones en los extremos aguas arriba y abajo; para ello se ingresaron las pendientes a la que se asoció un tirante uniforme al inicio y al final de cada afluente.

Índices de evaluación estadística de ajuste del modelo

La calibración busca la correlación entre los valores de las variables generadas por el modelo y las medidas en el sistema real (Ponce, 1986). Moriasi (2007) recomienda el uso de los

siguientes índices estadísticos de prueba para determinar la correlación entre ambos valores:

La raíz del error cuadrático medio (RMSE) que se calcula con la siguiente ecuación:

$$RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^{N} (a_i - t_i)^2}{N} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (9)$$

La desviación media acumulada (DMA), según Molnar (2011), está dada por la siguiente ecuación:

$$DMA = \frac{\sum_{i=1}^{N} |a_i - t_i|}{N} \quad (10)$$

Y el coeficiente de correlación (R) dado por:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{N} (a_i - \bar{a})(t_i - \bar{t})}{\left\{ \left[\sum_{i=1}^{N} (a_i - \bar{a})^2 \right] \left[\sum_{i=1}^{N} (t_i - \bar{t})^2 \right] \right\}^{1/2}} \quad (11)$$

donde a_i es el dato estimado por el modelo; t_i, el dato que se asume como medido u observado; N, el número de observaciones o estimaciones; $\bar{a}$, el promedio de los datos estimados por el modelo; y $\bar{t}$, el promedio de los datos que se asumen como medidos (Cai, Liu, Lei, & Pereira, 2007; Cervantes, Arteaga, Vázquez, Ojeda, & Quevedo, 2013). En los dos primeros índices, el valor 0 corresponde a un ajuste perfecto, mientras que un valor más alto representa un menor ajuste. Para R, el valor 1.0 indica una alta correlación; entre 0.5 y < 1.0, una buena correlación; entre 0.0 y < 0.5, una baja correlación, y 0 que no existe correlación (ASCE, 1993).

Resultados

Al usar el modelo *HEC-RAS* se simuló el comportamiento hidráulico de los afluentes que integran la red hidrológica de la subcuenca RH28Be, esto como respuesta a un gasto o escurrimiento que generaron las lluvias del huracán *Karl* el 17 de septiembre de 2010.

La simulación hidráulica permitió obtener el tirante o nivel del flujo de agua en cada una de las secciones transversales, sin embargo, estos resultados no pueden ser considerados como "aceptables" si no se realiza una prueba de calibración. Según Pappenberger, Beven, Horritt y Blazkova (2005), la importancia de la calibración radica en la posibilidad de aplicar sus predicciones para describir, explicar y comprender un sistema real.

Para llevar a cabo este proceso, se efectuó antes un análisis de sensibilidad que consistió en realizar diferentes simulaciones variando dos parámetros del modelo: a) distanciamiento entre secciones transversales y b) coeficiente de rugosidad.

Los resultados obtenidos por las diferentes simulaciones (en específico niveles o tirantes) se compararon con los niveles observados en la estación hidrométrica 28003 (entre las 00:00 y las 23:00 horas del día 18 de septiembre de 2010); para ello se utilizaron tres índices estadísticos de prueba que determinaron la correlación entre ambos valores.

La corrida o simulación hidráulica elegida para los fines del presente estudio fue aquella en la que se obtuvo el mejor ajuste —al aplicar los tres índices de evaluación estadística— entre valores observados *versus* simulados (cuadro 3).

Con la información del cuadro 3 se ajustó un modelo lineal entre los niveles medidos y observados que se pesentan en la figura 7, donde hay una menor relación cuando el nivel supera los 11 m; el coeficiente de determinación (R^2) para el conjunto de datos es de 0.896.

Las técnicas gráficas de evaluación son herramientas que facilitan la comparación visual de los datos simulados *versus* observados y permiten una valoración inmediata de los resultados (ASCE, 1993); sin embargo, los métodos gráficos revelan poca información sobre la calidad de los resultados y el funcionamiento del modelo. Para evaluar la capacidad de *HEC-RAS* se emplearon tres índices estadísticos de prueba: RMSE, DMA y R. El cuadro 4 muestra el resultado de estos índices utilizados en la prueba de calibración.

Los valores obtenidos indican una buena correspondencia entre datos simulados y observados, esto confirma que la modelación

Cuadro 3. Niveles observados *versus* simulados (18 de septiembre de 2010).

Hora	Nivel observado (m)	Nivel simulado (m)	Hora	Nivel observado (m)	Nivel simulado (m)	Hora	Nivel observado (m)	Nivel simulado (m)
00:00	11.50	13.38	08:00	12.70	11.32	16:00	9.70	10.18
01:00	13.20	14.40	09:00	10.56	10.85	17:00	9.40	9.92
02:00	14.80	15.08	10:00	10.10	11.96	18:00	9.16	9.68
03:00	16.10	15.15	11:00	11.30	11.79	19:00	8.96	9.46
04.00	15.80	14.46	12:00	11.08	11.54	20:00	8.75	9.32
05:00	14.90	14.13	13:00	10.78	11.09	21:00	8.60	9.13
06:00	14.38	13.51	14:00	10.30	10.80	22:00	8.44	9.09
07:00	13.36	13.02	15:00	10.00	10.46	23:00	8.40	9.09

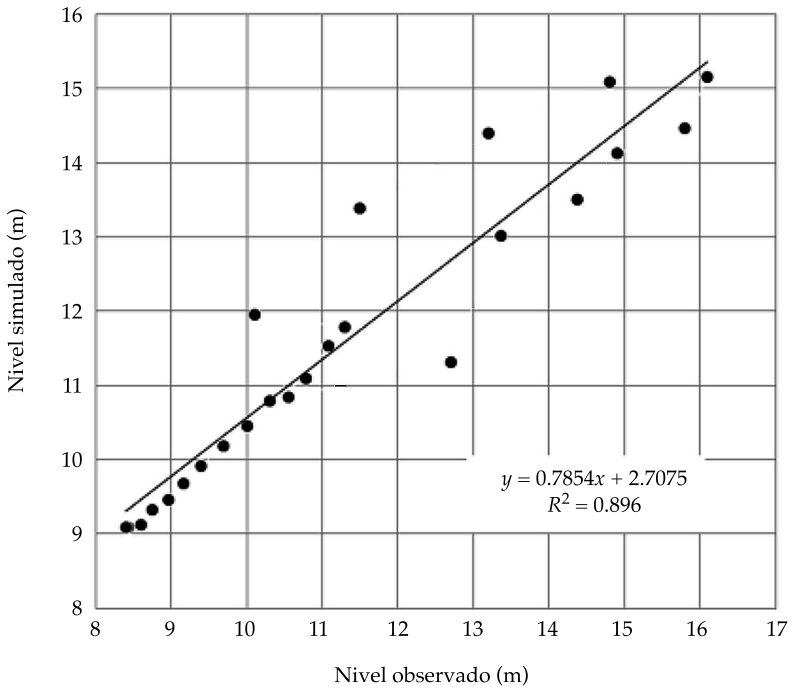


Figura 7. Niveles observados en la estación hidrométrica 28003 Cardel y simulados por *HEC-RAS*.

Cuadro 4. Resultados del análisis de comparación de niveles observados y simulados por el modelo *HEC-RAS*.

Índice de evaluación estadística	Valor
Raíz del error cuadrático medio	0.866
Desviación media acumulada	0.744
Coeficiente de correlación	0.946

hidráulica con *HEC-RAS* es aplicable para delimitar las zonas con riesgo a inundación de la subcuenca RH28Be.

Delimitación de las zonas con riesgo a inundación

Quaas (2004) menciona que el riesgo depende de dos factores fundamentales: el peligro y la vulnerabilidad. Guevara, Quaas y Fernández (2004) definen al peligro como la probabilidad de que ocurra un fenómeno potencialmente dañino (o factor perturbador) durante un cierto periodo de tiempo y en un sitio dado. Por otra parte, Cardona (2001) define vulnerabilidad como la susceptibilidad o propensión de un sistema expuesto a un fenómeno o factor perturbador. El Cenapred (2004) define al factor perturbador como un fenómeno natural o generado por el hombre que ocasiona daños a un sistema en un grado tal que constituye un desastre.

Establecimiento del factor perturbador

Para determinar el peligro se estableció como factor perturbador el área indudable (o llanura de inundación) obtenida a través de la simulación con *HEC-RAS*. En la figura 8 se observa que el factor perturbador no representa un peligro para todas las comunidades, esto se debe principalmente al relieve de la subcuenca y la distancia que existe entre el centro de población y el río La Antigua o afluentes. La probabilidad de que ocurra un fenómeno o evento potencialmente dañino para una población no depende sólo del comportamiento hidráulico del cauce.

De las 96 comunidades que existen en la subcuenca RH28Be (donde habitan 34 877 personas, según el Censo de Población y Vivienda 2010), sólo para 23 de ellas representa un peligro el desbordamiento del río La Antigua (ver cuadro 5), fenómeno representado por el nivel

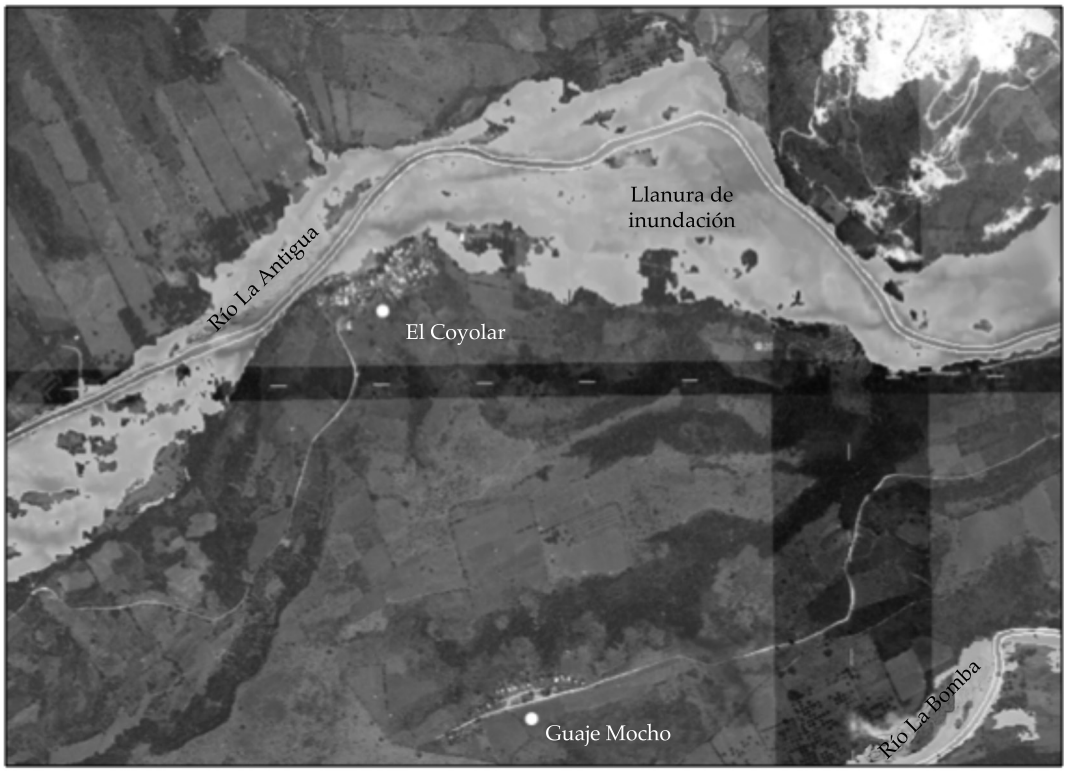


Figura 8. Factor perturbador y peligro en un tramo del río La Antigua.

o tirante que el agua alcanzó en las secciones trasversales durante la simulación hidráulica.

La frecuencia o recurrencia de inundaciones depende de la frecuencia de precipitaciones excepcionalmente fuertes; un estudio realizado por la Conagua (2011) indica que el gasto generado por las lluvias del huracán *Karl* tiene un periodo de retorno de 500 años, por lo cual, según Ahmed (2008), su frecuencia sitúa a la mayoría de las comunidades (de RH28Be) en un nivel bajo de amenaza. Esta forma de evaluación se usa por lo común en países como Australia, Estados Unidos y Suiza; en el presente trabajo se utilizó la metodología del Cenapred (2011), que aplica como criterios fundamentales el peligro y la vulnerabilidad.

Determinación del índice de vulnerabilidad

Según Cardona (2001), la vulnerabilidad física corresponde al análisis de las viviendas para conocer qué tan susceptibles son a una inundación. El análisis se hizo con base en la tipología de las viviendas en el ámbito local; una vivienda es más vulnerable si los materiales de construcción son de baja resistencia, como adobe, cartón o lámina; y será menos vulnerable si está hecha de cemento, ladrillo o tabique (materiales de mayor resistencia). La información referente al tipo de material utilizado para su construcción se extrajo del Censo de Población y Vivienda 2010, editado por el INEGI (2011).

El índice de vulnerabilidad se determinó sólo para las 23 comunidades a las que representa un peligro el desbordamiento del río La Antigua y sus afluentes (como resultado de la simulación hidráulica). De esta forma se obtuvo que 11 comunidades, donde habitan 988 personas, poseen un índice de vulnerabilidad alto y muy alto; cinco comunidades, donde habitan 4 737 personas, tienen un índice de vulnerabilidad medio; y siete comunidades, donde habitan 28 043 personas, poseen un índice de vulnerabilidad bajo y muy bajo.

Cartografía de riesgo a inundación

La base conceptual para elaborar el mapa de riesgo a inundación se describe con más detalle en Cenapred (2011); sin embargo, se exponen a continuación los criterios más sobresalientes de esta metodología, que derivó en la cartografía de riesgo: a) riesgo alto es toda zona cuyo tirante es > 1 m y la velocidad es > 1 m/s; b) riesgo medio es la zona cuyo tirante está comprendido entre 0.4 y 1 m, y la velocidad fluctúa entre 0.4 y 1 m/s; c) riesgo bajo es la zona cuyo tirante es < 0.4 m y la velocidad es < 0.4 m/s.

Con base en estos criterios y los resultados obtenidos en la modelación hidráulica, se estableció el nivel de riesgo de las 23 comunidades (cuadro 5) y se generó un mapa de riesgo a inundación. La figura 9 representa un bosquejo de este mapa correspondiente a la Parte Baja del río La Antigua (URH IX). El mapa se editó a una escala tal que permite observar la distribución de las comunidades, el peligro y la vulnerabilidad de éstas a una inundación.

La modelación permitió demostrar que las lluvias asociadas con el huracán *Karl* provocaron el desbordamiento de los afluentes que integran la red hidrológica de RH28Be; sin embargo, no todos los sitios afectados representan un riesgo directo para los habitantes de las 23 comunidades, debido a que cinco de los nueve tramos simulados impactan sólo en zonas agrícolas, pastizales, o relictos de bosque y selva (los tramos contenidos en las URH II, III, IV, V y VII). Este hecho no debe exceptuar la atención de dichas zonas, pues según los reportes de Valdez y Arreola (2011), en Veracruz —a causa del huracán *Karl*— se perdió casi 100% de las cosechas en cultivos como la papaya y el maíz, lo que en términos monetarios representó más de 100 millones de pesos (mdp), y en el sector pecuario se perdieron más de 1 200 cabezas de ganado bovino, 11 000 cerdos y 20 000 aves.

Por otro lado, las URH I, VI, VIII y IX adquieren mayor importancia social. En ellas se localiza 100% de las localidades con algún nivel de riesgo a inundación. Los reportes de Armen-

Cuadro 5. Comunidades de la subcuenca RH28Be bajo algún nivel de riesgo.

Núm.	Comunidad	Municipio	Población total	Latitud	Longitud	Nivel de riesgo
1	José Cardel	La Antigua	24 846	19.37	-96.38	Alto
2	Juan Yobal Zerna	Puente Nacional	4	19.29	-96.61	Alto
3	Los Cuates	Puente Nacional	4	19.28	-96.63	Alto
4	Puente Nacional	Puente Nacional	347	19.32	-96.48	Alto
5	Salmoral	La Antigua	753	19.34	-96.35	Alto
6	Salmoral parte del Sur	Paso de Ovejas	1 161	19.34	-96.36	Alto
7	San José de Enmedio	Puente Nacional	6	19.30	-96.58	Alto
8	San José de La Azud	Puente Nacional	9	19.30	-96.58	Alto
9	Yucatán	Paso de Ovejas	543	19.34	-96.36	Alto
10	Colalco	Puente Nacional	9	19.33	96.50	Medio
11	El Coyolar	Puente Nacional	390	19.29	-96.61	Medio
12	El Cuajilote	Puente Nacional	258	19.30	-96.58	Medio
13	Mata Grande	Paso de Ovejas	345	19.35	-96.39	Medio
14	Paso de la Cruz	Puente Nacional	7	19.35	-96.39	Medio
15	San José Chipila	Puente Nacional	402	19.29	-96.59	Medio
16	Santa María Tatetla	Jalcomulco	1 777	19.27	-96.71	Medio
17	Santo Niño de Atocha	Puente Nacional	5	19.30	-96.66	Medio
18	Chichicaxtle	Puente Nacional	1 910	19.34	-96.47	Bajo
19	El Cedro	Puente Nacional	71	19.30	-96.57	Bajo
20	El Manguito	Paso de Ovejas	173	19.36	-96.38	Bajo
21	Paso Marino	Puente Nacional	388	19.33	-96.46	Bajo
22	Tomás Vallejo	Puente Nacional	3	19.29	96.59	Bajo
23	Xopilapa	Tenampa	357	19.28	-96.78	Bajo

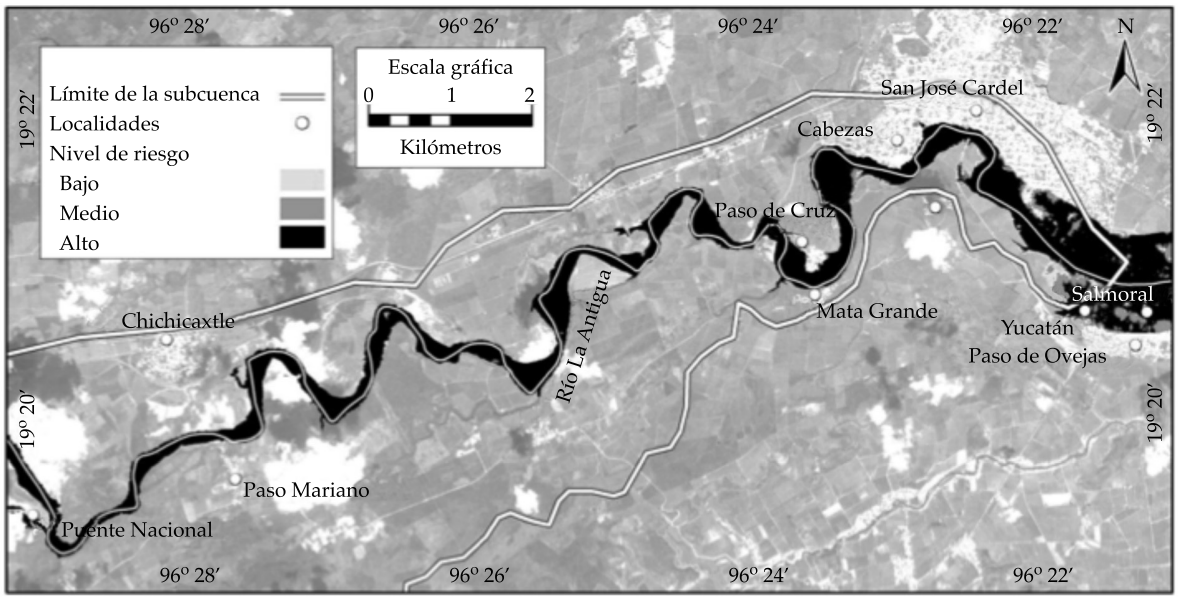


Figura 9. Mapas de riesgo a inundación correspondiente al tramo Parte Baja (URH IX) de la RH28Be.

ta *et al.* (2011) mencionan que el huracán dejó un saldo aproximado de 500 000 damnificados y daños estimado en 70 mil mdp.

Conclusiones

Los datos de precipitación registrados durante el huracán *Karl* permitieron estimar los hidrogramas de escorrentía superficial asociados con dicho evento meteorológico. Asimismo, los puntos de verificación en campo de uso de suelo y vegetación facilitaron la asignación del valor η de Manning (o coeficiente de rugosidad) mediante el uso de tablas con valores preestablecidos. El MDE de alta resolución permitió representar las condiciones morfométricas del río La Antigua y afluentes secundarios sin requerir un levantamiento topográfico, aunque esto último no significa que el trabajo de topografía sea innecesario o deba olvidarse. Toda esta información procesada para su uso en *HEC-RAS* permitió delimitar zonas de riesgo a inundación.

Los resultados obtenidos por el modelo se compararon con datos observados en la estación hidrométrica 28003 mediante el uso de índices estadísticos de prueba, los cuales indicaron una alta correlación entre ambas series de datos, respaldando de esta forma la aplicabilidad del modelo *HEC-RAS* para predecir la magnitud de una inundación, catástrofe muy frecuente en la subcuenca RH28Be.

Según los resultados obtenidos en la modelación hidráulica del río La Antigua y sus afluentes, así como el uso de la metodología del Cenapred (2011) para elaborar mapas de riesgo a inundación (que aplica como criterios fundamentales el peligro y la vulnerabilidad), se obtuvo que nueve localidades, donde habitan 27 673 personas, poseen un nivel de riesgo alto; ocho un nivel medio con 3 193 personas, y seis en un nivel bajo con 2 902 personas. Estos datos indican que 96.8% de la población total que habita en la subcuenca RH28Be radica en una zona con riesgo a inundación.

De la elaboración y análisis del mapa de riesgo a inundación se concluye que las comunidades más cercanas al río La Antigua y cuyas viviendas en su mayoría son de materiales de baja resistencia, son las de mayor riesgo. Por el contrario, las localidades más alejadas al río La Antigua y cuyas viviendas son de materiales resistentes, se clasifican en localidades de bajo riesgo.

Cualquiera que sea el caso, desbordamientos en zonas agrícolas o centros de población, se recomienda la implementación de medidas estructurales y no estructurales contra inundaciones, a fin de prevenir, controlar y/o mitigar los daños ocasionados por estos eventos meteorológicos extremos.

Referencias

Acevedo, R. F., & Luna-Díaz, P. A. (2006). *Principales fenómenos meteorológicos que afectaron al estado de Veracruz en el año 2005. Inundaciones en el Estado de Veracruz 2005* (pp. 39-49). Veracruz, México: Universidad Veracruzana.

Ahmed, H. K. M. (2008). *Aplicaciones del modelo HEC-RAS para el análisis del flujo no permanente con superficie libre* (290 pp.). Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional.

ASCE (1993). Criteria for evaluation of watershed models. American Society of Civil Engineers. *Journal Irrigation Drainage Eng.*, *119*(3), 429-442.

Armenta, M. S., López, J. C., Rodríguez, E., Allan, E., Del Amo, S., Gómez, A., Mac Swiney, M. C., Niembro, A., Sánchez, O., Vázquez, M., & Velázquez, N. (2011). *La restauración ecológica como estrategia para la reducción del riesgo de desastres ante inundaciones. Inundaciones 2010 en el estado de Veracruz* (pp. 196- 236). México, DF: CVICDT.

Barrios, P. M. I., & Olaya, M. E. J. (2007). Cálculo y análisis de hidrogramas para el flujo torrencial del 22 de junio de 2006 ocurrido en la microcuenca "El Salto", Ibagué, Colombia. *Avances en Recursos Hidráulicos*, *16*, 31-40.

Cai, J., Liu, Y., Lei, T., & Pereira, L. S. (2007). Estimating reference evapotranspiration with the FAO Penman-Monteith equation using daily weather forecast messages. *Agricultural and Forest Meteorology*, *145*, 22-35.

Cardona, A. O. D. (2001). *La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. Una crítica y una revisión necesaria para la gestión* (18 pp.). Ciudad de Panamá: Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.

Ceballos, L. J. D. (2011). Modelación hidráulica y morfodinámica de cauces sinuosos aplicación a la Quebrada La Marinilla (ANT). *Boletín de Ciencias de la Tierra*, *30*, 107-118.

Cenapred (2001). *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México* (232 pp.). Serie Atlas Nacional

de Riesgos de la República Mexicana. Centro Nacional de Prevención de Desastres.

Cenapred (2004). *Guía Básica para la elaboración de Atlas Estatales y Municipales de Peligros y Riesgo* (389 pp.). Serie Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana. Centro Nacional de Prevención de Desastres.

Cenapred (2011). *Metodología para la elaboración de mapas de Riesgo por inundaciones en zonas urbanas* (73 pp.). Serie Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana. Centro Nacional de Prevención de Desastres.

Cervantes, O. R., Arteaga, R., Vázquez, M. A., Ojeda, W., &. Quevedo, A. (2013). Comparación de modelos para estimar la presión real de vapor de agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *4*(2), 37-54.

Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, W. (1994). *Hidrología aplicada* (584 pp.). Santafé de Bogotá: McGraw Hill.

Conagua (2011). *Estudio Integral del río La Antigua del estado de Veracruz* (pp. 145-146). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

CSVA (2005). *Programa hidráulico estatal. Resumen ejecutivo* (40 pp.) Veracruz, México: Consejo del Sistema Veracruzano del Agua.

CSVA (2007). *Balance Hidráulico de la Cuenca del Río Sedeño* (27 pp.). Veracruz, México: Consejo del Sistema Veracruzano del Agua.

Espinoza, T. B. (2009). *Evaluación de los recursos hídricos de la cuenca del río La Antigua, Veracruz: estado actual y ante escenarios de cambio climático* (102 pp.). Veracruz, México: Universidad Veracruzana.

GEV (2011). *Plan Veracruzano de Desarrollo 2011-1016* (303 pp.). Veracruz, México: Gobierno del Estado de Veracruz.

Guevara, E., Quaas, R., & Fernández, G. (2004). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos: lineamientos generales para la elaboración de atlas de riesgos* (pp. 15-29). México, DF: Sistema Nacional de Protección Civil-Cenapred.

INEGI (2011). *Censo de Población y Vivienda 2010*. México, DF: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI (2012). *Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación serie IV, escala 1:250 000* (132 pp.). México, DF: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Jáuregui, E. (2003). Climatology of Land Falling Hurricanes and Tropical Storms in Mexico. *Atmósfera*, *16*(4), 193-204.

Kumar, P. P. (2013). HEC-RAS Model for Mannnig-s Roughness: A Case Study. *Scientific Research*, *3*(3), 97-101.

Mockus, V. (1957). *Use of Storm and Watershed Characteristics in Synthetic Hydrograph Analysis and Application*. Sacramento, USA: American Geophysical Union, Pacific Southwest Region.

Molnar, P. (2011). *Calibration. Watershed Modelling, SS 2011*. Zürich: Institute of Environmental Engineering, Chair of Hydrology and Water Resources Management, ETH.

Moriasi, D. N. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulation. *Transactions of the ASABE*, *50*(3), 885-900.

Pappenberger, F., Beven, K., Horritt, M., & Blazkova, S. (2005). Uncertainty in the Calibration of Effective Roughness Parameters in HEC-RAS using Inundation and Downstream Level observations. *Journal of Hydrology*, *302*, 46-69.

Ponce, V. M. (1986). Diffusion Wave Modeling of Catchment Dynamics. *Journal of Hydrologic Engineering*, *109*(4), 637-638.

Quaas, R. (2004). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos* (pp. 9-10). México, DF: Sistema Nacional de Protección Civil-Cenapred.

SMN (2008). *Normales climatológicas* [en línea]. Consultado el 5 de mayo de 2014. Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de http://smn.cna.gob.mx/productos/normales/cnormales.html.

Tejeda, M. A. (2006). *Panorámica de las inundaciones en el estado de Veracruz durante 2005. Inundaciones en el estado de Veracruz 2005* (pp. 9-20). Veracruz: Universidad Veracruzana.

Timbadiya, V., Patel, P. L., & Porey, P. D. (2011). Calibration of HEC-RAS Model on Prediction of Flood for Lower Tapi River, India. *Journal of Water Resources and Protection*, *3*(11), 805-811.

Turégano, C. F. (2012). *Gestión de riesgo de inundación* (254 pp.). Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.

USACE (2002). *HEC-RAS User Manual* (25 pp.). Washington, DC: US Army Corps of Engineers.

Valdez, R. V., & Arreola, V. A. (2011). *Estrategias para reducir la vulnerabilidad de las inundaciones de producción de tilapia ante inundaciones. Inundaciones 2010 en el estado de Veracruz* (pp. 527-548). Veracruz: CVICDT.

Dirección institucional de los autores

Ing. Hugo Larios-Tlali
Dr. Abel Quevedo-Nolasco
Dr. Mario R. Martínez-Menes

Colegio de Postgraduados
Campus Montecillo
km 36.5 carretera México-Texcoco
56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México
Teléfono: +52 (045) 5527 68 4527, (595) 9520 200,
extensiones 1384 y 1213
irnr_larios@hotmail.com
anolasco@colpos.mx
mmario@colpos.mx

M. C. Elibeth Torres-Benites

Manejo Integral de Cuencas, S. A. de C. V.
José Ma. Pino Suárez, Mz. 15, Lt. 19, Col. Netzahualcóyotl
56234 Texcoco, Estado de México, México
Teléfono: +52 (595) 9529 824
elyt@micas-cuencas

Dr. Jorge A. Salgado-Tránsito

Colegio Mexicano de Especialistas en Recursos Naturales, A. C.
De las Flores 8, San Luis Huexotla
Texcoco, Estado de México, México
Teléfono: +52 (595) 9285 236
arturo.transito@gmail.com

Haga clic aquí para escribir al autor

Hidrogeoquímica y procesos naturales de ablandamiento del agua subterránea en sistemas kársticos

• Luvina Bibiano* • J. Gárfias •
Universidad Autónoma del Estado de México
*Autor de correspondencia

• Hilario Llanos •
Universidad del País Vasco, España

Resumen

Bibiano, L., Gárfias, J., & Llanos, H. (mayo-junio, 2015). Hidrogeoquímica y procesos naturales de ablandamiento del agua subterránea en sistemas kársticos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 57-78.

El agua que emerge de los manantiales kársticos contiene altas concentraciones de dureza total causadas por la disolución de formaciones geológicas carbonatadas, lo cual limita el uso doméstico e industrial del recurso en estas zonas. El enfoque aplicado consistió en el análisis de los procesos geoquímicos y del ablandamiento natural para estimar los factores que controlan la dureza del agua en áreas kársticas. Una serie de muestras de agua se tomaron a lo largo del sistema hidrogeológico, considerando cuatro manantiales principales y tres sitios sobre los canales de flujo. Sobre la dirección del flujo se observó un cambio en la caracterización del agua de HCO_3-Ca-Na a HCO_3-Ca-Na-Cl, aunada al enriquecimiento iónico atribuido a la disolución de los minerales del sustrato. Además, se ha inferido la ocurrencia de procesos de dedolomitización originados en la disolución de minerales evaporíticos. Asimismo, casi 60% de las muestras presenta sobresaturación en cuanto a la calcita, en la mayoría de los casos como consecuencia de la pérdida del CO_2 disuelto, lo cual induce el ablandamiento natural del agua. Esta evolución es causada por dos cambios físicos que experimenta el flujo en su trayecto superficial: turbulencia y aireación, que incrementan la interfase aire-agua, alcalinizando el pH del agua con la consecuente precipitación de la dureza del agua. La investigación futura, dirigida a la predicción de las tasas de reacción, debería enfocarse en la evaluación en la desgasificación del CO_2 que gobierna los procesos de ablandamiento del agua en el medio natural.

Palabras clave: Karst, dureza del agua, ablandamiento natural, precipitación de calcita, desgasificación del CO_2.

Abstract

Bibiano, L., Gárfias, J., & Llanos, H. (May-June, 2015). Groundwater Hydrochemistry and Natural Softening Processes in Karstic Systems. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 57-78.*

Water from karstic springs contains high concentrations of total hardness from the dissolving of geological carbonate formations, which prohibits its use for domestic and industrial purposes in these zones. The approach used consisted of analyzing geochemical and natural softening process to estimate the factors that control water hardness in karstic areas. A series of water samples were taken throughout the hydrogeological system which included four main springs and three sites from channel flows. A change in the characterization of the water from HCO3-Ca-Na to HCO3-Ca-Na-Cl was observed in the direction of the flow, as was ionic enrichment attributable to the dissolving of minerals in the substrate. In addition, dedolomitization processes caused by the dissolving of evaporative minerals have been inferred. Nearly 60% of the samples were oversaturated with calcite, most as a result of the loss of dissolved CO2, which causes the natural softening of water. This evolution is caused by two physical changes which the flow undergoes as it travels its course— turbulence and aeration— which increase the air-water interface and the pH of the water, resulting in the precipitation of the hardness of the water. Future research aimed at predicting reaction rates should evaluate the degassing of CO2 which governs the softening of water in nature.

Keywords: *Karst, water hardness, natural softening, calcite precipitation, CO2 degassing.*

Recibido: 14/01/2013
Aceptado: 12/03/2015

Introducción

El análisis de los acuíferos kársticos presenta una gran dificultad debido a su carácter heterogéneo que, a su vez, limita el adecuado conocimiento de sus propiedades, en especial las que condicionan el tipo de flujo y el almacenamiento. Esta condición tiene un impacto substancial sobre los procesos fisicoquímicos y sobre la calidad final del agua que circula en estas formaciones geológicas. El estudio temporal de los parámetros fisicoquímicos del agua en estos acuíferos, tales como la temperatura y la conductividad eléctrica (Baena, Andreo, Mudry, & Carrasco-Cantos, 2007), el pH y el análisis de la evolución geoquímica (Karimi, Raesi, & Bakalowicz, 2005; Fournier *et al*., 2007; Andreo, Carrasco-Cantos, Bakalowicz, Mudry, & Vadillo, 2002; Peyraube, Lastennet, & Denis, 2012), así como el uso de modelos (Gárfias & Llanos, 2001), han propiciado un mejor conocimiento del funcionamiento de los acuíferos carbonatados. Asimismo, han sido desarrollados estudios preliminares para obtener una imagen básica del acuífero y orientar el posterior trabajo de campo, como por ejemplo el análisis de las series de tiempo (Larocque, Mangin, Razack, & Banton, 1998; Llanos y Gárfias, 2006), ya que utilizan datos de observaciones continuas de fácil obtención. No obstante ello, el análisis y la interpretación de los mismos es compleja, por lo que para una adecuada interpretación es necesario considerar de manera conjunta todos los posibles aspectos hidrodinámicos, litológicos, geométricos e hidrogeoquímicos. **R1**

Es bien conocido que las aguas procedentes de manantiales kársticos contienen altos índices de dureza originada en la disolución de las formaciones carbonatadas que la conforman, restringiendo este hecho el uso de los recursos hídricos para el desarrollo de distintas actividades productivas, entre las que se encuentra la acuicultura (Bibiano, Gárfias, & Llanos, 2006). En este contexto, una parte importante de la investigación se orienta hacia la comprensión de los principios fundamentales sobre el origen de su composición y los procesos de ablandamiento (Bibiano, 2009). En principio, la evolución que experimenta este componente del agua en el interior de los acuíferos kársticos, desde su infiltración hasta que emerge al exterior, ha sido atribuida, entre otras cuestiones, a los cambios en las tasas de flujo, temperatura, interacción agua-roca, y disolución o precipitación de carbonatos, constituyendo esta última la principal causa de la dureza del agua, que se caracteriza por un alto contenido de Ca^{2+} disuelto en el agua (Zhang, Peart, Zhang, Zhu, & Cheng, 2000). De hecho, mediante muestreos puntuales, efectuados a lo largo y ancho de un acuífero kárstico, es posible constatar que las concentraciones de Ca^{2+} y HCO_3^- se incrementan en la dirección del flujo, evidenciando así la ocurrencia de los procesos de disolución.

Bajo estas circunstancias y dada la reconocida importancia del agua subterránea para atender las diversas necesidades cualitativas y cuantitativas de este recurso, el presente artículo tiene como finalidad principal establecer un análisis comparativo entre los parámetros fisicoquímicos que describen los procesos naturales de ablandamiento. En este sentido, se ha puesto de manifiesto la utilidad que tiene la caracterización hidrogeoquímica en el estudio de las interacciones existentes entre cuatro indicadores fisicoquímicos principales, tales como la presión parcial de bióxido de carbono (pCO_2), el índice de saturación de la calcita (IS_C), el pH y la dureza total (DT). Este análisis no sólo permite demostrar que dichos parámetros son determinantes en la interpretación de la química de los compuestos carbonatados en sistemas kársticos, sino que, además, proporciona una descripción de los procesos naturales de ablandamiento del agua que tienen lugar en su trayecto por los diferentes puntos que integran la zona de estudio.

Descripción de la zona de estudio

Ubicación y características geográficas

La zona de estudio, localizada en el extremo sur del Estado de México, México, a 160 km de la ciudad de Toluca, forma parte de la comunidad Santa Ana Zicatecoyan, en el municipio de Tla-

tlaya (figura 1). Geográficamente se encuentra a una elevación aproximada de 600 msnm, entre los 100° 4′ 7″ N y 18° 21′ 57″ O, colindando al norte con el municipio de Amatepec, y al sur, este y oeste, con el estado de Guerrero. En esta zona predomina el clima cálido subhúmedo tipo Aw0(w)(I´)g, correspondiente a una región subtropical, con temperatura media anual de 23.9 °C (7.3 < T °C < 40) (GEM, 1993), que ha condicionado el desarrollo de suelos de textura arcillo-arenosa, consistencia fina y porosa, plasticidad media y permeabilidad ligeramente alta, sobre un substrato rocoso localizado entre los 30-60 cm (López-Ramos, 1981). En el área se cuenta con una precipitación media anual que fluctúa entre los 1 000 y 1 500 mm, con una máxima precipitación en junio, con lluvias que van de 260 a 270 mm, mientras que la mínima se presenta en marzo y febrero, con un valor menor a los 5 mm. En la entidad se tiene identificado que los meses con menor precipitación se extienden de octubre a marzo, mientras que el periodo lluvioso se extiende de junio a septiembre. El periodo más caluroso ocurre entre abril y junio, y el más frío entre diciembre y febrero (INEGI, 2011; Conagua, 2008).

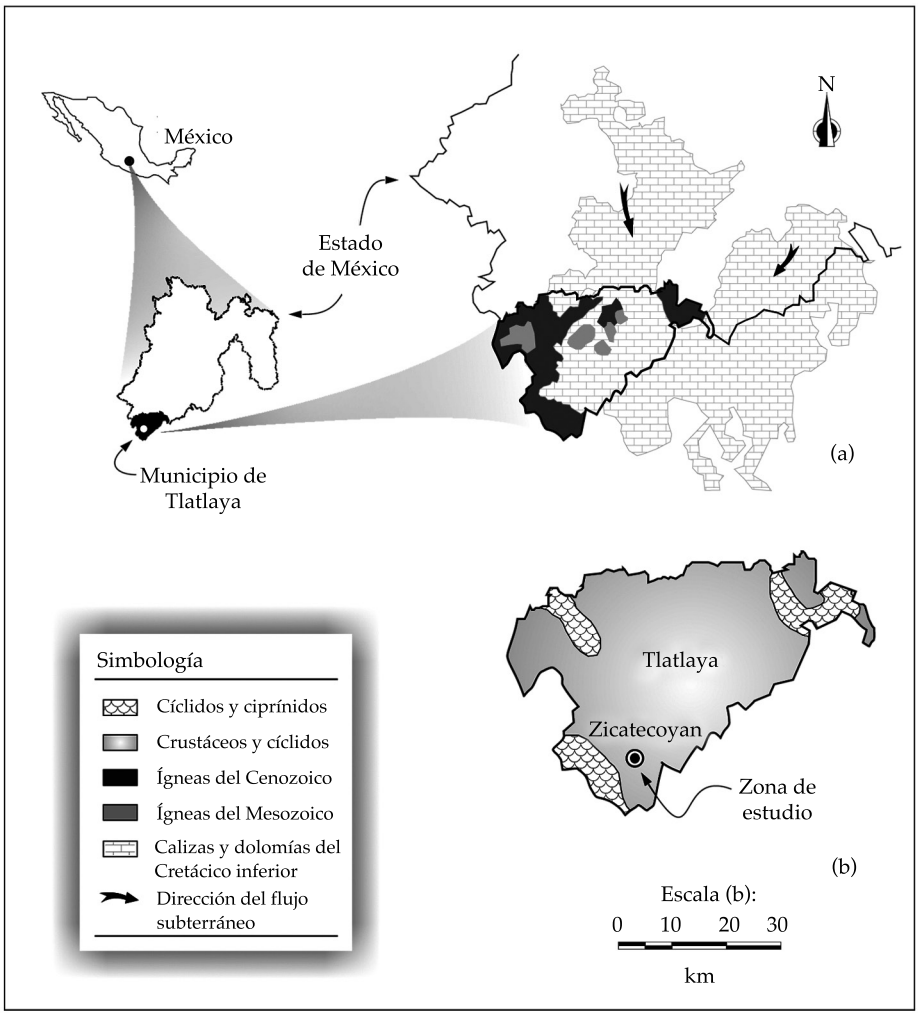


Figura 1. Localización general y regional de la zona de estudio en la que se contrastan (a) la geología regional predominante respecto a las (b) zonas acuícolas potenciales para el municipio de Tlatlaya, Estado de México. Se indica además la dirección preferencial del flujo regional.

En este sector geográfico, la fisiografía accidentada, aunada a la prevalencia de una condición socioeconómica marginada, limita la disponibilidad de los recursos hídricos para la población, los cuales, en su mayoría, son de carácter temporal destinados a las prácticas agrícolas y ganaderas de tipo extensivo. También existen zonas puntuales con características hídricas bien definidas, cuyas condiciones hidrológicas y climatológicas permiten una productividad más diversificada, como es el caso de la acuicultura rural. Es importante destacar que la caracterización hidroquímica del agua en estas regiones, definida como carbonatada, restringe la eficiencia de los sistemas de producción acuícola hacia una modalidad extensiva de bajo rendimiento, con especies que presentan un amplio margen de tolerancia a las características del agua kárstica.

Los manantiales y escorrentías destinados a la producción acuícola tienen altas concentraciones de dureza total, principalmente de calcio y magnesio, provenientes de la disolución de las rocas carbonatadas que componen las formaciones geológicas dominantes. Estos procesos de disolución, típicos en los acuíferos kársticos, propician la asociación entre cationes divalentes, principalmente de Ca^{2+} y Mg^{2+}, y componentes aniónicos como CO_3^{2-} y HCO_3^-, otorgándole a la dureza del agua un carácter temporal respecto a su composición original, especialmente en condiciones de sobresaturación (Hem, 1992; Zhang *et al*., 2000; Faust & Aly, 1999), afectando de manera significativa su calidad, uso y formas de tratamiento (Batchelor, Lasala, Mcdevitt, & Peacock, 1991).

Hidrogeología regional

La zona de estudio se encuentra asociada con una unidad estructural de orden mayor denominada Sierra Madre del Sur (Demant, 1981; Ferrari, 2000); esta cadena montañosa compuesta principalmente por un basamento de rocas metamórficas, desplazada durante el Jurásico, se integra a menor escala en la cuenca del río Balsas. Esta área sirve de base para otras formaciones impermeables que integran dolomías, calizas recristalizadas y lechos rojos compuestos de arcillas, arenas y limo del Paleozoico, Triásico y Jurásico. Aunque la unidad incluye una gran diversidad de formaciones de desigual litología y edad, resaltan las rocas carbonatadas, en su mayoría de tipo brechoide, intercaladas lateralmente con materiales de naturaleza variable, que incluyen limolitas calcáreas, areniscas de grano fino, y calizas arcillosas y dolomitizadas, siendo estas últimas predominantes hacia el techo de las secuencias estratigráficas. La estructuración de los materiales determina un moderado número de sistemas hidrogeológicos de gran interés local, cuyo funcionamiento está asociado con numerosos manantiales con caudales que muestran una elevada regularidad interanual (López-Ramos, 1981).

El acuífero principal se compone básicamente de calizas y dolomías del Cretácico inferior (López-Ramos, 1981), que muestra altos valores de porosidad y permeabilidad debido a intensos procesos de karstificación controlados y desarrollados por la existencia de una intensa red de fracturas (figura 1a). De acuerdo con Vázquez-Sánchez, Cortés, Jaimes-Palomera, Fritz y Aravena (1989), en la región de la Sierra Madre del Sur existen evidencias en las cuencas vecinas a la zona de estudio de la presencia de rocas evaporíticas que incluyen las halitas, anhidritas y yesos, alternando con las rocas carbonatadas en distinta proporción. En consecuencia, el esquema de drenaje es muy complejo debido al carácter heterogéneo del medio acuífero, caracterizado por la presencia de amplios rangos de permeabilidad en la roca y motivado por la propia estructuración asociada con la deformación tectónica regional, por lo que comúnmente las corrientes de agua, tras un efímero recorrido en superficie, se incorporan al sistema acuífero a través de cavidades y zonas de lapiaz desigualmente distribuidas en las calizas, reapareciendo a la postre como manantiales. La recarga del sistema se debe casi en exclusiva a la infiltración del agua meteórica sobre la totalidad de sus afloramientos, incorporándose después al esquema regional

de drenaje que, con dirección noreste-suroeste, se encuentra en estrecha asociación con las variaciones topográficas del territorio, definiendo de modo indirecto los valores de los gradientes hidráulicos que gobiernan el sistema de flujo en el interior del acuífero (figura 1a).

Es tal la importancia del acuífero en cuestión, tanto por su extensión como por el amplio desarrollo de procesos kársticos que en él concurren, que a escala regional se configura *a priori* como una zona de gran interés para el aprovechamiento de sus recursos hídricos (Ifomegem, 2007). Por estas razones, entre otras, la zona está incluida también en el mapa acuícola nacional (INEGI, 1994), donde se destacan sus características climatológicas e hidrológicas favorables, además de la existencia de un elevado potencial para el desarrollo de la acuicultura, en particular cíclidos y crustáceos dulceacuícolas (figura 1b).

La dureza del agua no se considera un parámetro nocivo para la sustentabilidad acuícola, sin embargo, las concentraciones no óptimas para el requerimiento de los organismos acuáticos pueden limitar determinadas etapas de su desarrollo. El agua natural puede clasificarse bajo la consideración de su potencial productivo, fitoplanctónico y béntico por el grado de dureza total que contiene. De acuerdo con Boyd (1974), dicha clasificación considera los efectos de esta composición sobre la productividad natural del medio acuático, delimitando extremos mínimos de 0-10 mg l^{-1}, en aguas pobres para el desarrollo piscícola, y extremos máximos superiores a los 500 mg l^{-1} para las aguas extremadamente duras. En una posición intermedia, las aguas medianamente duras, situadas entre los 80 y 110 mg l^{-1} están catalogadas como aguas piscícolas muy productivas (Blanco, 1984).

En este contexto, la principal objeción, de cara al uso de sus recursos, podría ser generalizada para todos los acuíferos kársticos, cuyas condiciones hidrogeoquímicas son limitantes del uso convencional del agua, presentando mayores restricciones para el desarrollo de las actividades productivas, como es el caso de la acuicultura, con especies rentables altamente sensibles a este componente (Bibiano *et al.*, 2006). En este sentido, la mayoría de los estudios, incluido el presente, se orienta a la comprensión de los principios fundamentales acerca del origen de la misma y de sus procesos de ablandamiento.

Materiales y métodos

El estudio ha incluido la caracterización hidrogeológica e hidrogeoquímica en torno al sector investigado, así como la definición de los indicadores fisicoquímicos relacionados con el proceso de ablandamiento natural del agua. Así, en una primera instancia, y tras el análisis de la información disponible, se delimitó el área de estudio y la ubicación de los manantiales asociados con el acuífero kárstico allí existente, lo que permitió establecer el modelo hidrológico conceptual del sistema acuífero. La elección de los manantiales, en número de cuatro, se efectuó considerando el régimen de descarga y sus particulares contribuciones volumétricas a la unidad acuícola, cuyos registros se obtuvieron de la bitácora de operación de dicha unidad. De estas fuentes, una corresponde al manantial principal mientras que el resto se ha catalogado como de importancia secundaria (figura 2).

En una segunda etapa se desarrolló el trabajo de campo, teniendo en cuenta las descargas de los manantiales seleccionados, los puntos de entrada y salida de agua en la unidad acuícola y las escorrentías circulantes por el cauce adyacente a la unidad. Por último, a fin de investigar la influencia del medio y su efecto sobre la dureza del agua y sus procesos de ablandamiento natural, se llevó a cabo el análisis combinado de la información procedente de los muestreos efectuados a lo largo del estudio, estableciendo de manera cuantitativa los procesos y la evolución hidrogeoquímica espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos y de los compuestos carbonatados intervinientes.

Integración del área de estudio

De acuerdo con la información hidrometeorológica existente y la posición relativa de la

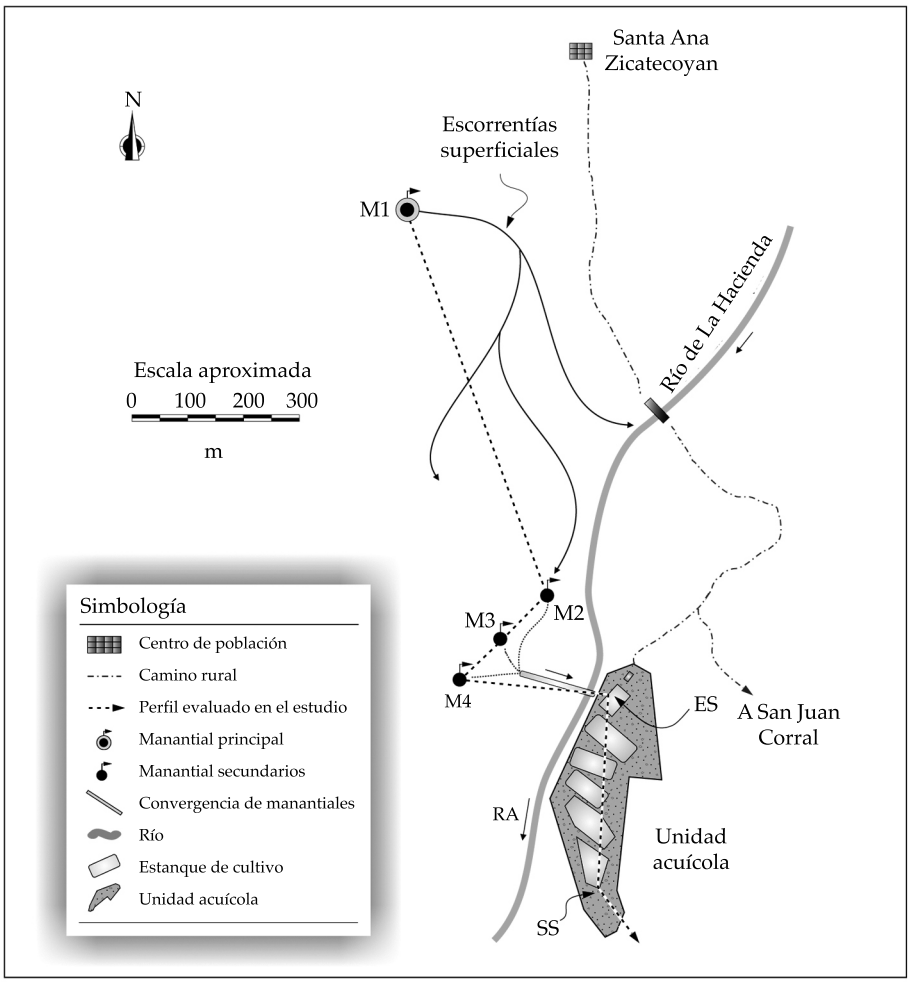


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo y las componentes más relevantes que integran la zona de estudio. En el plano (sin escala) se indican el manantial principal (M1), los manantiales secundarios (M2, M3 y M4), la entrada del agua a la unidad acuícola (ES), el efluente de la unidad (SS) y el río adyacente (RA).

unidad acuícola respecto del sistema acuífero inmediato, se estableció en 20 ha la superficie de la zona de estudio. En el interior de esta área de influencia, para estimar la evolución hidroquímica espacial del agua kárstica, se definieron siete puntos de muestreo que fueron seleccionados entre manantiales y cauces superficiales, todos ellos relacionados con el funcionamiento del acuífero carbonatado y vinculados de alguna manera con el esquema de producción llevado a cabo en la unidad acuícola.

Con la selección de cada punto de muestreo se ha tratado de representar estratégicamente la evolución hidroquímica espacial que los distintos efluentes experimentan en función del tiempo. Así, el manantial 1 (M1), que es la fuente principal, de carácter permanente, provee un caudal promedio anual de ~100 $l \cdot s^{-1}$, parte del cual es captado en las inmediaciones de la zona de estudio bajo la forma de flujos superficiales no canalizados. El manantial 2 (M2) es una surgencia de tipo secundario, que recibe además las escorrentías superficiales del M1; en el trayecto descendente, el caudal experimenta un salto aproximado de 1.2 m. Los manantiales 3 y 4 (M3 y M4) son dos surgencias menores

de tipo secundario canalizadas, ya sea en su origen (M3) o por entubamiento (M4) hacia la entrada a la unidad acuícola. Estos manantiales secundarios se caracterizan por presentar un bajo aporte y una mayor irregularidad en comparación con el manantial 1 (M1), pudiendo variar estacionalmente sus caudales entre 1.5 y 4 $l \cdot s^{-1}$, los cuales se dirigen hacia la unidad acuícola mediante una tubería de polietileno de alta densidad de 4".

Posteriormente, hacia la entrada del sistema (ES) convergen los flujos parciales procedentes de los manantiales descritos con destino al abastecimiento de la unidad acuícola, la cual se encuentra estructurada por un conjunto de siete estanques interconectados en desnivel, que tienen como efluente general de la unidad la salida del sistema (SS). Por último, el río adyacente (RA), considerado como punto de referencia, corresponde a un cauce superficial de carácter permanente inmediato a la unidad acuícola que, en dirección norte-sur, atraviesa de forma longitudinal la zona de estudio. Este curso de agua recibe aportes parciales del manantial principal (M1), que se combinan con los vertidos intermitentes domésticos, así como de la ganadería de pequeña escala de la zona (figura 2).

Caracterización hidrogeoquímica del acuífero kárstico

La caracterización hidrogeoquímica detallada facilitó la comprensión de los procesos inorgánicos que controlan la composición química de las aguas de los manantiales y de las escorrentías superficiales asociadas con ellos. Además, los resultados de los análisis realizados permitieron describir las relaciones existentes entre las distintas variables fisicoquímicas, su distribución espacial y la evolución hidrogeoquímica temporal. En la región se tiene identificado que los meses con menor precipitación se extienden de octubre a marzo, mientras que el periodo lluvioso va de junio a septiembre. El periodo más caluroso ocurre entre abril y junio, y el más frío entre diciembre y febrero. Los indicadores climatológicos estatales o regionales (INEGI, 2011; Conagua, 2008) sustentan la clasificación que en la presente investigación se le ha asignado al clima local, por lo que se definieron tres periodos para realizar los muestreos: el periodo seco y caluroso (de abril a junio), denominado estiaje-cálido; el caluroso y lluvioso (julio a septiembre), llamado cálido lluvioso; y el resto del año (octubre a marzo) denominado estiaje templado.

Los parámetros fisicoquímicos de campo, como alcalinidad, dureza total y CO_2 disuelto, se determinaron *in situ* con un equipo portátil HACH FF-2; la temperatura y conductividad eléctrica, con un equipo YSI 3010FT y el pH, con un equipo YSI 6010FT. Estos dos últimos parámetros se midieron de forma continua con anticipación a la toma de muestra y sólo se procedió con el muestreo cuando sus valores se estabilizaron al menos durante 15 minutos. Para la caracterización del agua se consideraron como elementos mayoritarios los cationes Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}, determinados por espectrofotometría de absorción atómica con un equipo Spectra 600, mientras que los aniones HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} y NO_3^- se identificaron mediante espectrofotometría UV/VIS en el Laboratorio de Calidad del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). Las muestras para análisis de cationes fueron acidificadas de modo conveniente *in situ* con un valor de pH de 2 con HNO_3. Por último, la estimación de la electroneutralidad sólo incluyó los balances iónicos con márgenes de error menores al ±10%, siendo aceptables, de acuerdo con Güler, Thyne, Mccray y Turner (2002), para los propósitos de este estudio.

Procesos hidrogeoquímicos

Como técnica alternativa para la comprensión integral de la química del agua se precisó de la aplicación del análisis multivariado en componentes principales (AMCP), incluyendo los valores de los diferentes elementos mayoritarios disueltos y algunos parámetros fisicoquímicos de interés determinados a partir de sus relaciones iónicas (Cl^- y Mg^{2+}), lo que permitió establecer las hipótesis relativas a los procesos hidro-

geoquímicos ocurridos. Para ello se utilizó el paquete *SPSS* (Hair, Anderson, Tatham, & Black, 1998), partiendo de la creación de una base de datos, a fin de generar la matriz de correlación de coeficientes y aplicar las pruebas de Kaiser-Meyer-Olkin y Bartlett. Después, seleccionando el método de extracción de componentes principales (eigenvalores) y el número de factores, se calcularon mediante la técnica de rotación Varimax los valores de los distintos factores y sus correspondientes puntuaciones factoriales referidas a las coordenadas de las componentes principales. La particular representación gráfica de dichas puntuaciones factoriales constituye una prueba sintética de las variaciones espacio-temporales en la composición química del agua.

Evolución hidrogeoquímica espacio-temporal

Para visualizar la evolución química de los compuestos carbonatados se elaboró una gráfica aproximada del perfil del sitio de estudio en el cual se pudieran distinguir las características físicas y la ubicación de cada punto de muestreo. Sobre la sucesión de puntos, comprendidos en el esquema, se analizaron las variaciones de cuatro indicadores fisicoquímicos: la presión parcial del bióxido de carbono (pCO_2) (Deutsch, 1997), el índice de saturación de la calcita (IS_C) (Stuyfzand, 1989, Neal, 2002; Wade, Neal, Smart, & Edwards, 2002), el pH y la dureza total, los cuales, en conjunto, permiten la interpretación de los mecanismos relacionados con el ablandamiento natural del agua. Teniendo como base dichos indicadores y su evolución hidrogeoquímica espacio-temporal, se concibió un plan de investigación más amplio de los recursos hídricos existentes en la zona de estudio en etapas subsecuentes de esta investigación, tendiente a una mejora de sus aprovechamientos y optimización respecto a ciertos requerimientos de calidad del agua.

Resultados y discusión

La caracterización hidrogeoquímica de la zona de estudio, entre otros resultados, ha permitido interpretar el efecto de las características fisiográficas de la región en el comportamiento hidrodinámico del conjunto de manantiales y escorrentías superficiales que la conforman. Así, la presencia de pendientes, cascadas y canalizaciones, así como el entubamiento de estas surgencias, derivan en el incremento de la velocidad y la turbulencia del agua, dando origen a procesos de aireación que modifican de manera gradual la química del agua.

Análisis de la caracterización hidrogeoquímica

El análisis de las relaciones iónicas entre los componentes mayoritarios del agua de los manantiales permite inferir los procesos de mineralización y evaluar su evolución hidroquímica. A partir de la obtención de las facies hidroquímicas, basado en el diagrama de Piper, se han identificado las principales reacciones de disolución y/o precipitación (Hounslow, 1995) en el agua subterránea de la región de estudio.

En este sentido, el agua de los manantiales se caracteriza cualitativamente como bicarbonatada-cálcica-clorurada-sódica (HCO_3-Ca-Cl-Na), que evoluciona desde el punto de vista temporal del tipo HCO_3-Ca-Na en el estiaje cálido, al tipo HCO_3-Ca-Na-Cl para la estación cálido lluviosa (figura 3). Su composición, vinculada con la litología predominante, típica de los sistemas kársticos, se modifica con la intensificación de la recarga del acuífero en la temporada lluviosa, en la cual ocurre un desplazamiento del agua subterránea de mayor mineralización debido al proceso de karstificación. Además de la vinculación con la litología, el agua subterránea también es susceptible de experimentar una evolución fisicoquímica espacial o temporal resultante de las interacciones complejas del proceso de recarga, el tipo de flujo y el almacenamiento, siendo el tiempo de residencia un factor determinante. Por otra parte, el grado de mineralización del agua en los sistemas kársticos depende del volumen de recarga, si ésta es dispersa o concentrada, y del componente gaseoso del subsuelo (CO_2) dependiente de la actividad biológica y la temperatura.

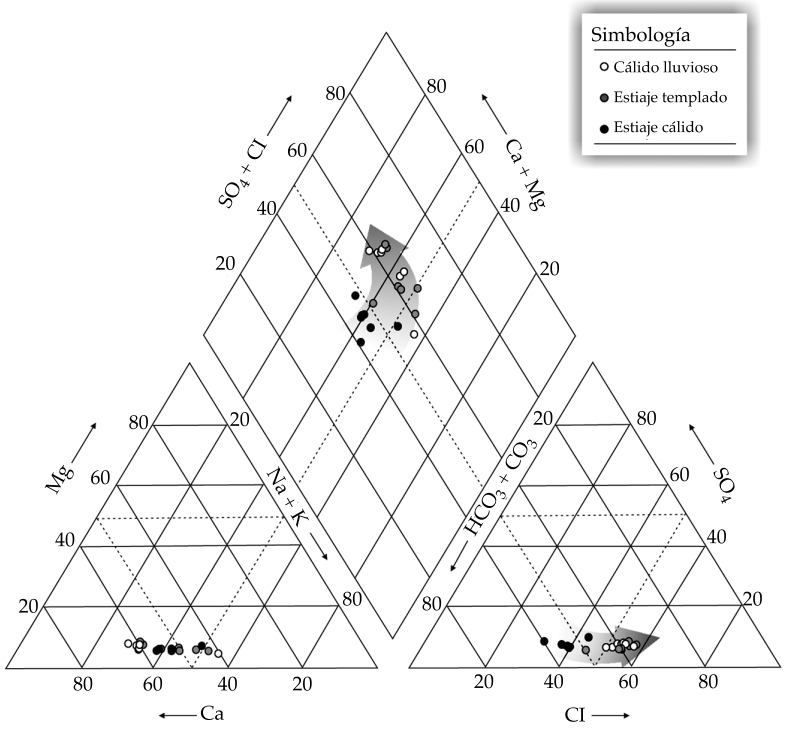


Figura 3. Diagrama de Piper para los tres periodos estacionales de muestreo establecidos en la zona de estudio. Las flechas indican una mayor disolución iónica en la temporada lluviosa, que produce un desplazamiento hacia la zona cálcica bicarbonatada con una mayor disolución de cloruros. R6

Procesos hidrogeoquímicos

La litología que conforma la formación geológica, sobre la cual se encuentra el área de estudio, determina la variabilidad en la composición química del agua subterránea drenada a través de los manantiales. La presente investigación se circunscribe principalmente al ámbito de un acuífero carbonatado, en el que las reacciones químicas más comunes a lo largo de las líneas de flujo son por efecto de la disolución de minerales calizos, aunque también ocurre sobre otros minerales (evaporitas).

La figura 4 presenta el análisis de componentes principales (ACP) aplicado a ocho variables hidroquímicas para cada punto de muestreo. A partir de la consideración de dos de las componentes más significativas, los resultados explican un 75% de la varianza total, con lo cual se ha deducido de manera estadística el origen litológico de la composición iónica y la ocurrencia espacio-temporal de los procesos hidroquímicos desarrollados *in situ* (Melloul & Collin, 1992; Papatheodorou, Lambrakis, & Panagopoulos, 2007).

En el ACP se observan dos grupos con una alta correlación: entre los iones Ca^{2+}, Mg^{2+} y SO_4^{2-}, así como entre el Na^+ y el Cl^- (figura 4a). Esta analogía puede atribuirse a la disolución de los estratos minerales discontinuos existentes al interior de acuífero, los cuales constituyen la litología resultante de los procesos diagenéticos de la formación kárstica. Entre estos se incluyen los minerales evaporíticos como el yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), la anhidrita ($CaSO_4$) y la halita (NaCl), además de los sedimentarios, como las calizas, por ejemplo, travertinos ($CaCO_3$) y dolomías ($CaMg(CO_3)_2$). La estrecha correlación entre los iones Na^+ y Cl^- es indicadora de una presencia importante de halita (NaCl), mientras que con la relación existente entre el SO_4^{2-} y el Ca^{2+} se infieren procesos de disolución evaporítica.

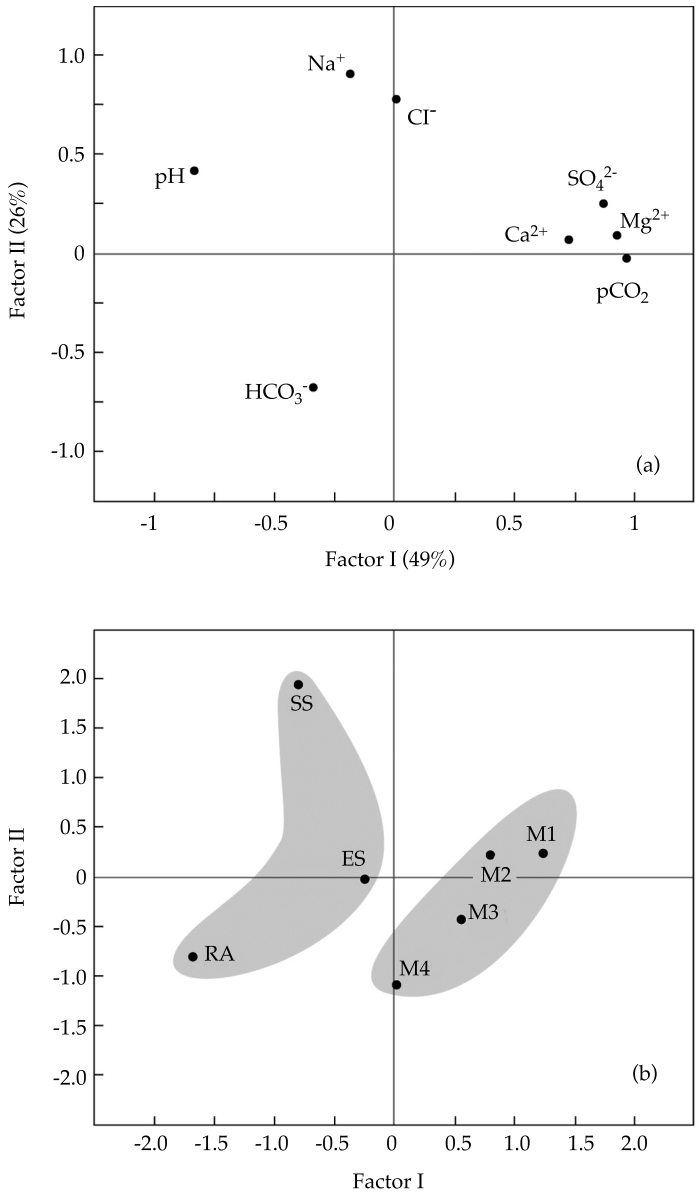


Figura 4. a) Distribución de las variables hidrogeoquímicas como resultado de la aplicación del análisis factorial mediante el método de componentes principales. Asimismo, se indica el peso de las componentes entre paréntesis; (b) análisis de puntuaciones factoriales de los sitios de muestreo en cada uno de los factores resultantes: el manantial principal (M1), los manantiales secundarios (M1, M2 y M3), la entrada al sistema (ES), la salida del sistema (SS) y el río adyacente (RA).

Una correlación inversa entre el Ca^{2+} y Mg^{2+} respecto a los HCO_3^- sugiere un origen litológico distinto asociado preferentemente con la disolución de calizas y dolomías, respectivamente. En este proceso de mineralización, la acidificación del subsuelo por parte del CO_2 determina el grado de disolución de las calizas que conforman la formación carbonatada. En la gráfica se observa, además, que las variables Ca^{2+}, Mg^{2+} y SO_4^{2-}, que en términos generales son determinantes de la hidroquímica del agua, presentan una correlación directa con la pCO_2 e inversa con el pH, sustentando la vinculación de ambos parámetros con los procesos de disolución natural.

Los manantiales de la zona de estudio guardan cierta afinidad con la categoría de tipo difuso, en donde la ocurrencia de cambios en la mineralización del agua se atribuye a la evolución temporal de su carácter agresivo. Esta condición se evidencia durante el verano, por el incremento de la precipitación pluvial y, por ende, la expansión de la cobertura vegetal, al acelerarse el nivel de actividad biológica en la zona vadosa, que es donde la intensidad de la descomposición bacteriana de la materia orgánica es mayor.

La composición iónica del agua en los manantiales evoluciona espacialmente durante el tránsito y descenso del agua a través de las escorrentías superficiales, canalizaciones y entubamiento de las surgencias (M1, M2, M3 y M4) en dirección a la unidad acuícola (ES), a la salida (SS) y en el río adyacente (RA) (figura 4b), debido fundamentalmente a la pérdida en la pCO_2 que a causa de la aireación y la turbulencia del agua tiende a equilibrarse con la presión atmosférica. En tal sentido, las puntuaciones factoriales obtenidas del análisis multivariado aportan información visual conveniente acerca de la evolución hidroquímica espacial en este sistema kárstico. En la gráfica 4b, los sitios de muestreo se concentran en dos grupos que hacen una distinción del nivel de mineralización del agua: a la derecha, el correspondiente a los manantiales y a la izquierda el de las aguas sujetas a condiciones atmosféricas. En el primer grupo predominan condiciones de mayor mineralización, definidas por un pH bajo; en cambio, a la izquierda se agrupan las aguas menos mineralizadas, que han experimentado procesos que incrementan la alcalinidad y pérdida de pCO_2.

En las diferentes campañas de muestreo se infiere un proceso de dedolomitización (figura 5), que modifica de forma selectiva las concentraciones de Mg^{2+} y HCO_3^- a lo largo de las líneas de flujo. Este cambio se encuentra fundamentado en la subsaturación de dolomita en el medio acuoso, que contribuye a una disolución adicional de ésta, con lo que se obtiene un ligero incremento en la concentración de Mg^{2+} en el agua. En términos generales, este proceso está restringido por el equilibrio iónico y el pH del agua, quedando evidenciado por el incremento de la concentración de Ca^{2+} y la disminución significativa de HCO_3^-. La relación existente entre la alcalinidad y el contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} (figura 5) puede explicar la ocurrencia del proceso de dedolomitización, en el que se aprecia una ligera caída de la alcalinidad para el periodo de estiaje; mientras que para la temporada lluviosa, esta tendencia parece ser inversa, pues el incremento de la alcalinidad podría ser un indicador de que se está llevando a cabo una disolución adicional de calcita y/o dolomita. Esta evolución puede atribuirse a un enriquecimiento temporal en el contenido de CO_2 (Cardenal, Benavente, Sanjulián-Cruz, 1994).

El proceso de dedolomitización ocurrido al interior de un acuífero kárstico ha sido ampliamente descrito por Plummer, Busby, Lee y Hanshaw (1990), y Sacks, Herman y Kauffman (1995), quienes han señalado que la presencia de soluciones ricas en $CaSO_4$, atribuidas a la disolución de minerales evaporíticos (López-Chicano, Bouamama, Vallejos, & Pulido-Bosch, 2001), favorece la disolución incongruente de dolomita aunada a la precipitación de calcita. Esta evolución hidroquímica tiene mayor intensidad durante la recarga del acuífero, es decir, hacia la estación cálido-lluviosa.

La figura 6 presenta la evolución, desde el punto de vista temporal, de los indicadores que definen la mineralización del agua en la zona de estudio. En estas gráficas se destaca, por una parte, la relación cercana entre el contenido de sulfatos respecto a los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} (figuras 6a y 6b), misma que ha sido identificada en el análisis factorial de la figura 4a..La relación entre sulfatos y cloruros es indicador de una mayor disolución mineral hacia la temporada lluviosa (figura 6c), sin embargo, la distancia existente entre ambos indicadores en el *ACP* (figura 4a) sugiere un origen que no se limita solamente al sustrato evaporítico (yeso y anhidrita), por lo que puede atribuirse también a la presencia de halita. Asimismo, se presenta la relación inversa entre el contenido de SO_4^{2-} disueltos y el

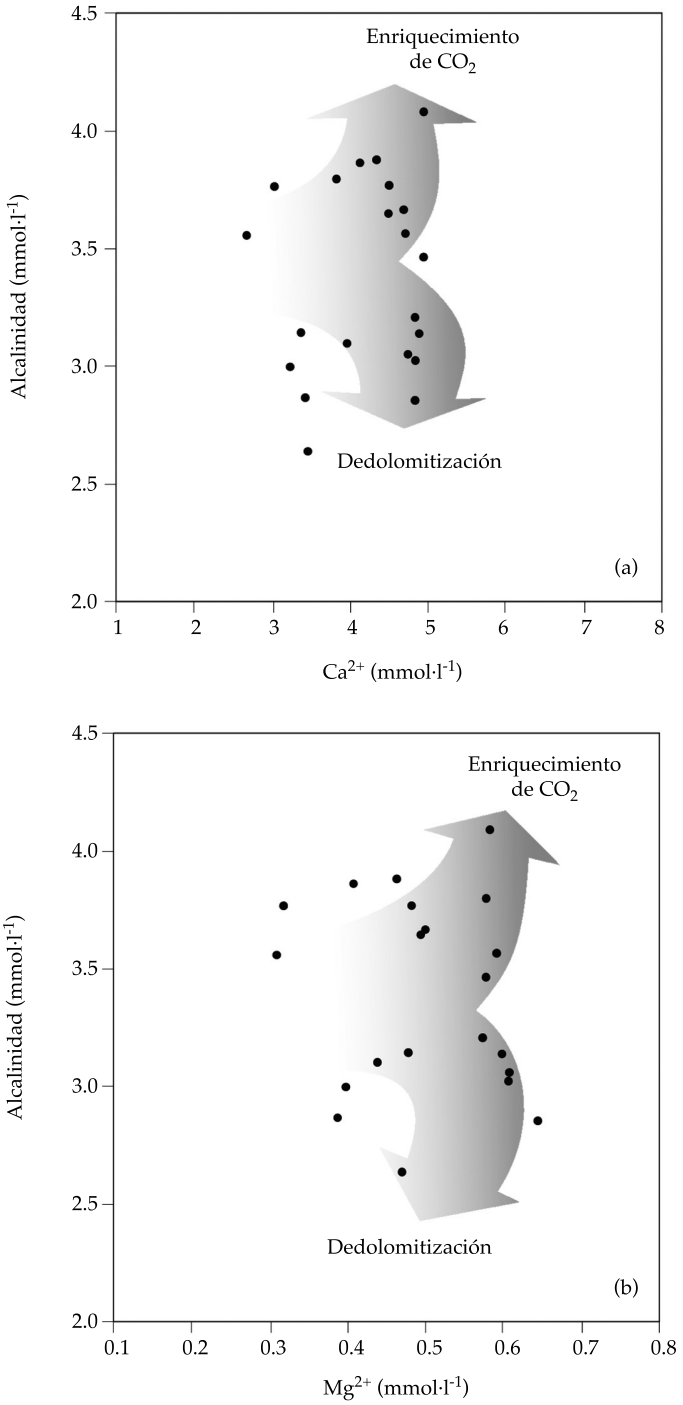


Figura 5. Relación temporal entre la alcalinidad y el contenido de (a) Ca^{2+} y (b) Mg^{2+} en la zona de estudio. Las tendencias indican un mayor enriquecimiento del CO_2 disuelto en la temporada lluviosa. Un decremento de la alcalinidad, aunada a una mayor concentración de los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+}, está asociado con procesos de dedolomitización.

pH (figura 6d). Este enfoque gráfico sustenta la disolución mineral originada en la recarga hídrica, la cual se encuentra cercana a la saturación respecto a los minerales carbonatados, como es el caso de la calcita y la dolomita. En este proceso, la disolución adicional de anhidrita, aunada

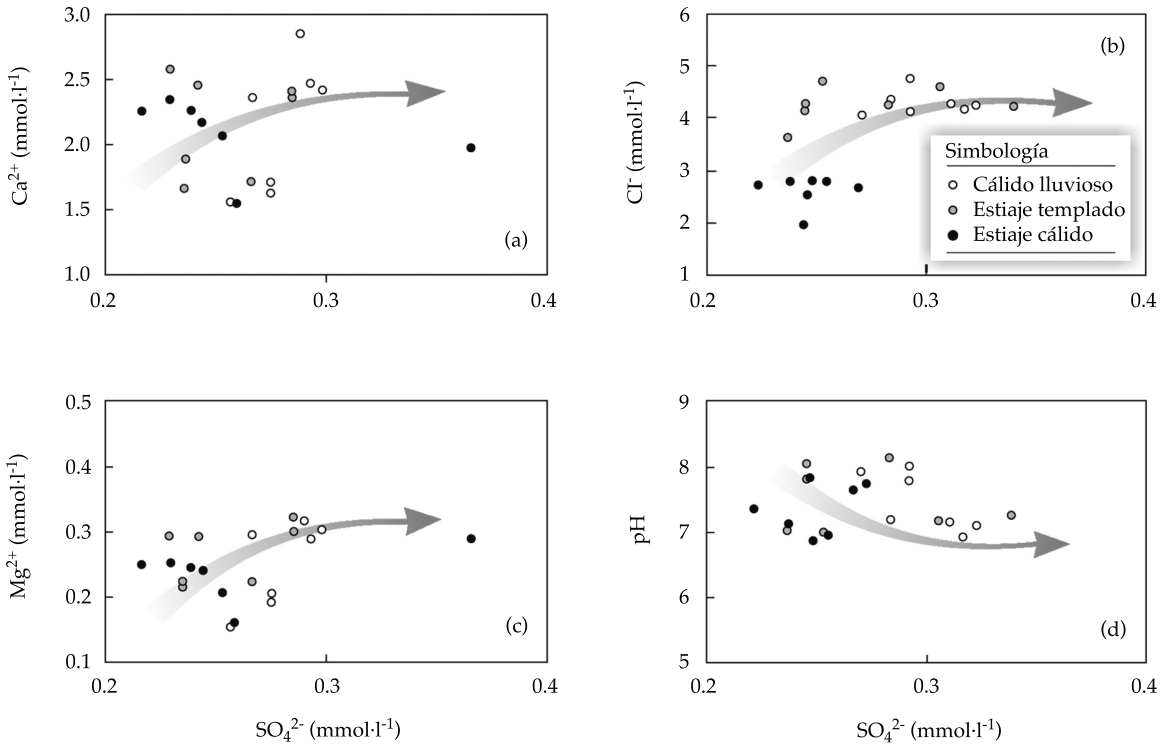


Figura 6. Relación de las concentraciones de sulfatos respecto a cuatro parámetros hidroquímicos: (a) Ca^{2+}, (b) Cl^{-}, (c) Mg^{2+} y (d) pH, para los diferentes muestreos realizados en la zona de estudio. Los grupos de puntos corresponden a los diferentes periodos sin hacer distinción individual de cada sitio.

al incremento de las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua de las surgencias es indicadora de la ocurrencia de procesos de precipitación, en los que la liberación del ion H^{+} del HCO_3^{-}, por efecto de la incorporación del ion CO_3^{2-} de los minerales carbonatados da como resultado un incremento del H_2CO_3 en solución, al cual puede adjudicarse la disminución del pH.

Evolución hidroquímica espacio-temporal

En términos generales, la caracterización espacio-temporal del agua de las surgencias guarda cierta similitud en su composición debido a que se origina en una formación kárstica; sin embargo, para el resto de los puntos de muestreo, estas características van experimentando cambios significativos propiciados por las variaciones fisiográficas del área de estudio. Una representación de este proceso, que permite una interpretación particular de las interacciones más relevantes, se ha logrado con la selección de cuatro parámetros de control que describen la evolución química del agua durante su descenso: la presión parcial de bióxido de carbono (pCO_2), el índice de saturación respecto a la calcita (IS_C), la dureza total (DT) y el pH.

Presión parcial de bióxido de carbono (pCO_2)

La evolución química del agua radica principalmente en la desgasificación del alto contenido de CO_2 disuelto en el agua subterránea que, al emerger de las partes profundas del acuífero a la superficie, se encuentra regida por la presión atmosférica (Jacobson & Usdowsky, 1975; Herman & Lorah, 1987; Liu & Dreybrodt, 1997; Zhang Zhang, Zhu, & Cheng, 2001). Este proceso es favorecido por la turbulencia y los saltos que experimenta el agua durante su recorrido a

través del perfil del terreno, ya que aceleran el equilibrio de este componente gaseoso con el ambiente atmosférico (Herman & Lorah, 1987) debido a los efectos físicos de aireación, propulsión del flujo y la turbulencia. En el manantial principal y los manantiales secundarios, la pCO_2 se situó entre $10^{-1.5}$ hasta $10^{-2.0}$ atm, lo cual representa un valor ~100 veces superiores al atmosférico de $10^{-3.5}$ atm (Deutsch, 1997), siendo esta proporción congruente con la reportado por Ford y Williams (1989), para regiones carbonatadas de características similares.

La figura 7a esquematiza la evolución de la pCO_2 en relación con su ubicación física en el perfil del terreno. Se aprecia que la pCO_2 de las surgencias (M1 a M4) difiere respecto a la pCO_2 de las captaciones en las partes más bajas (ES y SS), por la pérdida gradual del gas carbónico liberado a la atmósfera conforme el agua se expone a las condiciones superficiales, con una tendencia a alcanzar espacial y temporalmente un estado de equilibrio. Los valores de la pCO_2, medidos en el campo, contrastados con los valores calculados por el programa *PHREEQC*, muestran una relación razonable, excepto por el valor correspondiente a la época cálido-lluviosa del sitio RA, que muestra una dispersión con respecto al conjunto del resto de los datos. Esta diferencia refleja un error asociado con la determinación medida en el campo, tal vez debido al error humano por el mal uso del equipo, así como al hecho de que el sitio RA recibe descargas con contaminación antropogénica. **R**

El manantial M1, de gran caudal y dimensiones, presenta una alta pCO_2, en especial durante la temporada lluviosa, permaneciendo prácticamente estable en este periodo. Tal condición se atribuye a una mayor disolución del CO_2 del subsuelo por efecto de las temperaturas elevadas en el verano, que incrementan la actividad de los microorganismos y amplían la producción de esta fase gaseosa (Kehew, 2001). Las variaciones menores en la pCO_2 en los manantiales se deben a las características físicas heterogéneas de estos puntos, cuyas características ya se explicaron en el apartado de integración del área de estudio. En todos los muestreos, los manantiales M1 y M3 presentan una mayor estabilidad temporal en la pCO_2 respecto a los manantiales M2 y M4, que combinan el aporte de las escorrentías superficiales, mientras que el río adyacente (RA) constituye una excepción, ya que su curso mezcla escurrimientos pluviales de toda la zona.

La disminución promedio de la pCO_2 entre el punto M4 ($10^{-1.65}$) y la ES ($10^{-2.44}$) es consecuencia del flujo turbulento durante el entubamiento de las surgencias (M2, M3 y M4) que abastecen a la unidad acuícola y al efecto de cascada en la entrada, donde existe un salto aproximado de 1.5 m. Sin embargo, esta pérdida gaseosa es mayor en el descenso del agua a través de la estanquería interconectada en serie, al recorrer un trayecto aproximado de 400 m, con una pendiente de 3.25% entre la entrada del agua que abastece a la unidad (ES) y la salida del último estanque (SS). En este recorrido, los saltos, el recorrido superficial de las escorrentías y el efecto Venturi, ocurrido al interior del control hidráulico de desagüe entre cada estanque, aceleran la pérdida de esta fase gaseosa.

En promedio, la pCO_2 para el estiaje se reduce de $10^{-2.54}$ a la entrada del sistema (ES) a $10^{-2.82}$ en la salida (SS), mientras que para la temporada lluviosa va de $10^{-2.3}$ a $10^{-2.5}$, respectivamente. La evolución del agua entre los puntos M2 y M4 ocurre con los saltos que favorecen el intercambio gaseoso con el aire atmosférico (Kobus, 1991), mientras que el cambio súbito en las condiciones del flujo durante la conducción de las captaciones para la unidad acuícola, es decir, entre los puntos M4 y ES, modifican de modo abrupto la pCO_2, ya que involucra la succión de aire al interior de la tubería, el incremento de la velocidad y presión del flujo, así como un fuerte burbujeo que da lugar a una aireación forzada (Chanson, 1995; Chanson & Toombes, 2003).

En síntesis, los efectos de mayor contundencia para la evolución hidroquímica del agua en función de la desgasificación del CO_2 son el incremento de la interfase aire-agua en los saltos y las pequeñas corrientes, así como el incremento en la velocidad y la turbulencia del flujo al interior de los conductos. La vinculación de estos efectos con los procesos naturales de

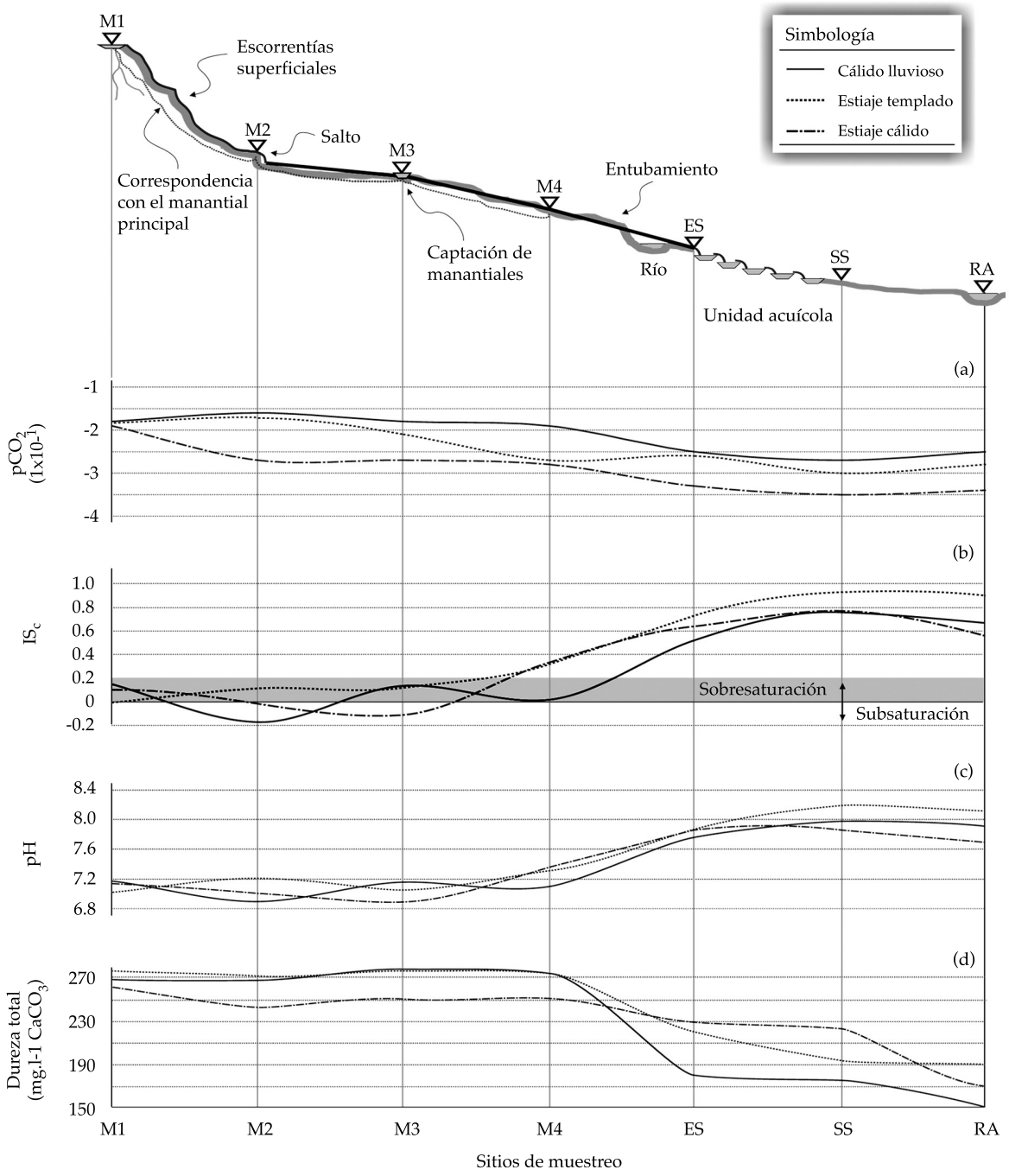


Figura 7. Evolución espacio-temporal de los indicadores: (a) pCO_2, (b) IS_c, (c) pH y (d) dureza total durante el descenso del caudal en la zona de estudio. El perfil del terreno (sin escala) indica los sitios de muestreo: el manantial principal (M1), manantiales secundarios (M2, M3 y M4), el ingreso al sistema acuícola (ES), el efluente de la unidad (SS) y el río adyacente (RA). La ubicación de los sitios en el plano horizontal se encuentra en la figura 2.

ablandamiento, que dan origen a la deposición de toba o travertinos al pie de las cascadas, ha sido identificada por Chen, Zhang, Wang, Xiao, y Huang (2004), para explicar en términos cuantitativos la evolución hidroquímica del agua de un sistema kárstico.

Índice de saturación respecto a la calcita (IS_C)

El proceso de desgasificación del CO_2 conlleva a la sobresaturación del agua respecto a la calcita (IS_C), debido a que el equilibrio de la disolución de esta fase mineral depende del $CO_{2(g)}$ (Zhang *et al*., 2000). En este estudio, la relación entre los valores del ISc determinados en el campo y los calculados por el programa *PHREEQC* reflejan una buena correspondencia entre ambos métodos, lo cual da lugar a un valor del coeficiente de determinación de 0.99 (gráfica no incluida). En este caso se puede afirmar, a pesar de los posibles errores que por lo general se presentan en las determinaciones de campo, que los valores calculados del ISc son representativos de los procesos geoquímicos y del ablandamiento natural para estimar los factores que controlan la dureza del agua en la zona de estudio.

En la figura 7b se presenta la evolución de este indicador para los distintos sitios de muestreo en el perfil de la zona de estudio. Cabe mencionar que aunque teóricamente el equilibrio de este índice está dado por un $IS_C = 0$, en la presente investigación se estableció un rango para el equilibrio de ±0.2, de tal manera que los valores superiores a 0.2 indican una sobresaturación y los valores inferiores a -0.2, una subsaturación en relación con dicha fase mineral. El rango de este índice considera las restricciones que otros autores han tomado para ampliar el punto de equilibrio, el cual se puede extender de IS_C ±0.1 (Langmuir, 1971; López-Chicano *et al*., 2001) hasta IS_C ±0.5 (Herrera, 2001), con la finalidad de compensar ciertos errores en los procesos de muestreo y en las determinaciones analíticas para la obtención del balance iónico, flexibilizando el ajuste y la interpretación de los resultados.

En la figura 7b se puede observar una correlación inversa entre el proceso de desgasificación del CO_2 y el IS_C. Los valores de IS_C para los manantiales (M1, M2, M3 y M4) se encuentran dentro de la zona de equilibrio en los diferentes muestreos, con un promedio de $IS_C = 0.013$. Esta condición de equilibrio se rompe con el descenso y escorrentía superficial del agua a través del entubamiento de las diferentes surgencias en dirección a la entrada del sistema acuícola (ES), alcanzando un $IS_C = 0.62$, es decir, dentro del rango de sobresaturación respecto a esta fase mineral atribuido a la pérdida de $CO_{2(g)}$. Por último, el desnivel de 13 m, que incluye la serie de estanques y las estructuras de interconexión, eleva en promedio este índice hasta $IS_C = 0.82$. En el río adyacente (RA), las condiciones son similares, con un $IS_C = 0.70$, para una pCO_2 entre $10^{-2.5}$ a $10^{-3.4}$. Por lo tanto, tomando en cuenta el índice de saturación, aproximadamente 60% de las muestras está en condición de sobresaturación respecto a la calcita (cuadro 1), la mayor parte de los casos como una consecuencia por la pérdida de CO_2 del agua subterránea que descarga en los manantiales. **R27**

Evolución natural del pH

Las variaciones del pH denotan la interacción del conjunto de indicadores que han sido considerados para describir la evolución hidroquímica. En la reacción de equilibrio (ecuación (1)) para la disolución de la calcita, la desgasificación del CO_2 desempeña una función clave, ya que incrementa el pH y el IS_C, con lo que sobreviene la precipitación del $CaCO_3$ disuelto, es decir, el ablandamiento natural de la dureza del agua. De acuerdo con Chao y Westerhoff (2002), este proceso primario de ablandamiento es mayor cuando se trata de aguas sobresaturadas de una fase gaseosa, en este caso del CO_2, típica de las aguas de origen kárstico.

$$Ca^{2+} + 2HCO_3^- \rightleftarrows CaCO_{3\,(sólido)}\downarrow + H_2O_{(líquido)} + CO_{2\ (gas)}\uparrow \quad (1)$$

En la figura 7c se puede apreciar que la neutralidad del pH para los manantiales (M1 a M4) (pH 6.9-7.2) evoluciona hacia la entrada del sistema (ES) a 7.1-7.4 debido al entubamiento de las surgencias. Posteriormente, la aireación y turbulencia del agua a través de la estanquería favorece el equilibrio de pCO_2, situando al pH entre 7.8-8.2 hacia la salida del sistema (SS). Valores similares de pH han sido observados durante la evolución geoquímica en corrientes

Cuadro 1. Composición fisicoquímica del agua de la región de estudio, resumen de parámetros obtenidos para tres periodos de muestreo. La ubicación física de cada sitio de muestreo se presenta en la figura 2.

Sitio de muestreo	M	*T*	log pCO_2	*C*	pH	IS_C	DT	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	Cl^{-}	NO_3^{-}	SO_4^{2-}
		°C	atm.	µS cm^{-1}			mg·l^{-1}									
	1	25.6	-1.7	651	7.2	0.1596	273	94.5	7.2	47.1	5.4	217.6	0.36	154.4	2.0	27.3
Manantial M1	2	25.9	-1.7	676	7.0	-0.0373	254	99.0	7.1	92.4	10.2	211.8	0.25	168.0	1.9	24.3
	3	25.8	-1.8	664	7.1	0.0981	253	94.0	6.1	55.2	5.6	223.7	0.32	97.3	1.3	22.8
	1	24.5	-1.6	646	6.9	-0.1807	260	96.9	7.0	54.3	6.1	195.8	0.17	148.0	2.0	30.4
Manantial M2	2	24.0	-1.9	685	7.2	0.0744	242	94.9	7.4	58.0	6.2	186.7	0.33	165.0	2.3	29.4
	3	23.5	-1.6	694	7.0	-0.0305	224	86.9	5.8	77.7	6.3	236.7	0.27	97.1	0.6	24.5
	1	25.6	-1.5	679	7.2	0.0804	172	98.0	7.7	67.9	4.5	191.7	0.30	152.0	1.1	29.9
Manantial M3	2	23.2	-2.0	670	7.1	0.0945	241	99.1	7.1	80.3	7.7	249.7	0.31	130.0	1.7	22.8
	3	23.7	-1.9	665	6.9	-0.1476	227	90.2	5.9	68.9	4.5	229.8	0.20	96.2	0.5	23.9
	1	25.2	-1.6	680	7.1	-0.1563	170	96.9	7.4	56.0	6.9	184.7	0.26	150.0	1.2	31.0
Manantial M4	2	25.0	-1.6	644	7.3	0.1049	215	97.0	7.9	58.0	4.5	174.6	0.39	152.0	0.5	32.5
	3	24.5	-1.8	678	7.4	0.4109	233	90.1	6.0	68.1	5.1	222.4	0.56	94.9	0.9	21.2
	1	27.6	-2.3	683	7.8	0.5069	175	58.8	4.4	58.8	6.3	174.8	1.15	145.8	1.9	28.2
Entrada al sistema (ES)	2	22.1	-2.6	680	7.9	0.7141	220	82.9	5.5	82.9	7.3	189.4	1.54	149.0	1.5	23.5
	3	27.6	-2.5	781	7.7	0.6366	227	78.2	5.2	78.2	5.5	235.8	1.21	91.8	1.4	25.7
	1	33.4	-2.5	716	8.0	0.7517	180	60.9	5.0	60.9	5.9	183.0	2.01	168.0	2.9	28.1
Salida del sistema (SS)	2	22.5	- 3.0	741	8.2	0.9211	195	66.5	5.1	66.5	8.2	161.1	2.80	153.0	2.5	27.2
	3	29.0	-2.7	793	7.9	0.7771	223	80.0	7.3	80.0	8.1	231.6	1.88	124.0	2.2	39.1
	1	32.1	-3.4	701	7.9	0.6604	150	50.3	3.6	50.3	7.2	217.0	1.93	143.0	3.3	26.0
Río adyacente (RA)	2	23.6	-2.8	695	8.1	0.8934	190	63.3	5.0	63.3	9.5	192.2	2.72	150.0	3.0	23.6
	3	24.8	-2.5	731	7.7	0.5556	167	56.0	4.1	56.0	5.4	229.7	1.29	71.3	2.9	26.3

M: muestreo. 1: cálido-lluvioso, 2: estiaje-templado y 3: estiaje-cálido. *C*: conductividad eléctrica. *T*: temperatura del agua. DT: dureza total.

kársticas sobresaturadas respecto al IS_C. Wicks y Engeln (1997) encontraron valores de pH entre 8.26 a 8.34 en corrientes superficiales proveniente de acuíferos kársticos; Chen *et al*. (2004) observaron que el pH en las corrientes sobresaturadas respecto a la IS_C puede incrementarse hasta 8.1; Herman y Lorah (1987) reportaron valores de pH de 8.17 a 8.43 en estudios de precipitación de la calcita debidos a la desgasificación del CO_2.

Dureza total y ablandamiento natural

En el agua de los manantiales (M1, M2, M3 y M4) se registraron las mayores concentraciones de dureza, dado que en estos puntos, ubicados en la parte más alta del perfil del terreno, el agua no ha experimentado cambios físicos significativos que modifiquen su condición de equilibrio químico, como es el caso de la aireación o la turbulencia. Como un medio alternativo de validación, los valores de la dureza total determinados en el campo se contrastaron con la dureza total calculada a partir de la concentración de cationes divalentes disueltos (Ca^{2+}, Mg^{2+}). Así, esta verificación permitió identificar que existen errores localmente en las determinaciones en el campo de la dureza total en el primer y segundo muestreo (M3 y M4), probablemente debido al empleo incorrecto de la técnica HACH o a la interferencia de material coloidal presente en la muestra. No obstante, en este análisis se ha considerado el total de las determinaciones para fines de comparación y análisis de la evolución de la dureza total en los distintos sitios de muestreo.

De acuerdo con los resultados, este parámetro presenta algunas fluctuaciones que pueden atribuirse a la recarga del acuífero, pudiendo establecerse una secuencia en orden descendente como sigue: cálido lluvioso > estiaje-templado > estiaje-cálido. La dureza total es alta en los manantiales M1 a M4; se encuentra entre los 241 y 277 $mg{\cdot}l^{-1}$. En términos generales, la dureza del agua de los manantiales presenta variaciones de menor importancia, dadas las características físicas heterogéneas de estos sitios, como los saltos y la combinación de las surgencias con las escorrentías superficiales (figura 7).

El ablandamiento natural se evidencia a partir de la ES, que es el punto donde convergen las diferentes captaciones hacia la unidad acuícola. En este sentido, la concentración promedio de dureza total de ~265 $mg{\cdot}l^{-1}$ para los manantiales (M1 a M4) se modifica en el punto de entrada a la unidad acuícola (ES) a ~209 $mg{\cdot}l^{-1}$; posteriormente, hacia la salida del sistema (SS) presenta el mayor cambio con ~197 $mg{\cdot}l^{-1}$. La comparación entre estas concentraciones permite estimar que el ablandamiento natural hacia la entrada del sistema (ES) es de 21% y hacia la salida (SS) de 5%, dando como resultado un ablandamiento natural global, por efecto de la aireación y la turbulencia que desgasifican el $CO_{2(g)}$ de un 26%. El río adyacente (RA) se presenta sólo como referencia, ya que su curso recibe vertidos residuales intermitentes de origen doméstico y de la ganadería de pequeña escala, mezclados con aportes parciales de los manantiales.

La obtención de un coeficiente de variación bajo (C_v = 4.4%) en la dureza del agua de los manantiales podría indicar, de acuerdo con Ternan (1972), que el sistema acuífero recibe una recarga importante proveniente de fuentes difusas (C_v ~ 10%), pues una obtención de valores altos, de entre 15 y 20%, se atribuye a una rápida circulación del agua subterránea a través de conductos abiertos, implicando un corto tiempo de contacto con el material rocoso. Asimismo, puede inferirse una recarga en el acuífero a través de las fracturas de la formación carbonatada en función de su diversidad estructural y estratigráfica (Atkinson, 1977). Esta característica explica la marcada fluctuación temporal de la pCO_2 del agua subterránea, que modifica las concentraciones de dureza del agua a lo largo del sistema de flujo, siendo amortiguadas por los procesos de mezcla en el sistema acuífero antes de que el agua emerja a través de los manantiales. De acuerdo con Schuster y White (1971, 1972), las variaciones estacionales en las concentraciones de dureza total pueden utilizarse para clasificar si los manantiales corresponden a sistemas difusos o de conductos. De esta manera, la obtención del C_v del agua de los manantiales sugiere un flujo

difuso que ha transitado a través de zonas de recarga dispersas.

Conclusiones

Las características hidrogeológicas de los sitios kársticos influyen en la composición de las aguas subterráneas, aunque no determinan exclusivamente su composición. Entre otros factores se tiene el grado de karstificación del acuífero, que puede controlar la calidad del agua subterránea, y las características hidrodinámicas, que repercuten en el comportamiento hidrogeoquímico de los manantiales que drenan en estas formaciones. En el mismo sentido, las características fisiográficas propician una serie de efectos físicos determinantes de la evolución hidroquímica de las escorrentías superficiales. En esta investigación se han conjuntado estos factores para analizar los procesos químicos y el ablandamiento natural, que controlan la dureza del agua en sitios kársticos.

La utilidad de los diferentes procedimientos analíticos empleados en la caracterización, en el que se han asociado la identificación de los procesos hidrogeoquímicos y la evolución espacio-temporal de los indicadores fisicoquímicos del agua, además de un análisis estadístico simple y multivariado, han permitido identificar la ocurrencia y magnitud de los procesos naturales de ablandamiento. La composición química del agua en las líneas de flujo subterráneo, asociadas con los diferentes periodos hidrometeorológicos, evoluciona, desde el punto de vista temporal, del tipo HCO_3-Ca-Na, en el estiaje, al tipo HCO_3-Ca-Na-Cl en la estación cálido-lluviosa. En estos periodos se han identificado procesos de dedolomitización por una disolución incongruente de dolomita, atribuidos a la interacción agua-roca en formaciones geológicas donde existe la presencia de minerales evaporíticos.

Los indicadores fisicoquímicos, pCO_2, IS_C, pH y dureza total, constituyen parámetros valiosos para la descripción y cuantificación de la evolución química del agua, dando lugar al estudio de las variaciones espacio-temporales por influencia de la fisiografía de la zona de estudio. Estas variaciones explican los cambios hidroquímicos por efecto del sistema de flujo subterráneo y las caídas de agua en los diferentes puntos de la zona de estudio. Los efectos hidrológicos más importantes que propiciaron la ruptura del equilibrio químico que da lugar a la precipitación de la calcita disuelta fueron el incremento de la interfase aire-agua y la turbulencia, ocurridos en las escorrentías, saltos y entubamiento de las captaciones. Con estas reacciones, el proceso natural de ablandamiento redujo un 21% de la dureza total hasta la entrada del sistema acuícola y un 5% adicional a la salida, dando como resultado un ablandamiento global en el sistema de un 26%.

El estudio de los sistemas kársticos, así como la identificación de los procesos de ablandamiento natural, resulta fundamental para definir, en primera instancia, la calidad del agua de estas fuentes y, en segundo lugar, para realizar un planteamiento eficaz con mecanismos de ablandamiento no convencionales; sin embargo, los procesos de aireación y turbulencia, dirigidos a incrementar la interfase aire-agua, no han sido formalmente aplicados como mecanismos de ablandamiento. En ese sentido, una propuesta metodológica sustentada en tales principios, representaría claras ventajas respecto al empleo de los métodos tradicionalmente utilizados, los cuales, por su complejidad operativa y costo económico, resultan inaccesibles para las economías de desarrollo limitado. Así, será relevante que las investigaciones futuras se enfoquen en la predicción de las tasas de reacción del ablandamiento natural, sustentadas en el incremento de la interfase aire-agua que desgasifica al CO_2, siendo este proceso promotor de la evolución de la química del agua en el medio natural.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt, B330.523), al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (Comecyt) y a la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), por la distinción en el otorgamiento de las becas y el apoyo

financiero para el desarrollo de la presente investigación. Asimismo, al personal del laboratorio del CIRA por el soporte y colaboración en los análisis. Además reconocemos los valiosos comentarios y sugerencias del revisor anónimo, que mejoraron sustancialmente el contenido del artículo.

Referencias

Andreo, B., Carrasco-Cantos, F., Bakalowicz, M., Mudry, J., & Vadillo, I. (2002). Use of Hydrodynamic and Hydrochemistry to Characterize Carbonate Aquifers. Case Study of the Blanca-Mijas Unit (Málaga, southern Spain). *Environ. Geol.*, *43*, 108-119.

Atkinson, T. C. (1977). Carbon Dioxide in the Atmosphere of the Unsaturated Zone: An Important Control of Groundwater Hardness in Limestone. *J. Hydrol.*, *35*, 111-123.

Batchelor, B., Lasala, M. B., Mcdevitt, M., & Peacock, E. (1991). Technical and Economic Feasibility of Ultra-High Lime Treatment of Recycled Cooling Water. *J. Water Pollution Control Federation*, *63*, 982-990.

Baena, C. L., Andreo, B., Mudry, J., & Carrasco-Cantos, F. (2007). Groundwater Temperature and Electrical Conductivity as Tools to Characterize Flow Patterns in Carbonate Aquifers: The Sierra de Las Nieves Karst Aquifer, Southern Spain. *Hydrogeol. J.*, *17*, 843-853.

Bibiano, L., Gárfias J., & Llanos, H. (2006). Sistemas de ablandamiento del agua y su influencia en la respuesta fisiológica del langostino *Macrobrachium Rosenbergii*. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, *20*, 5-18.

Bibiano, L. (2009). Inducción del ablandamiento en aguas carbonatadas mediante procesos fisicoquímicos de desgasificación del CO_2 y mecanismos de sorción. Tesis de doctorado. Toluca, México: Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México.

Blanco, C. M. (1984). *La trucha. Cría industrial* (238 pp.). Madrid: Editorial Mundiprensa.

Boyd, C. E. (1974). *Lime Requirements of Alabama Fish Ponds* (459 pp.). Alabama: Auburn University Agricultural Experiment Station Bulletin.

Cardenal, J., Benavente, J., & Sanjulián-Cruz, J. J. (1994). Chemical Evolution of Groundwater in Triassic Gypsum-Bearing Carbonated Aquifers (Las Alpujarras, Southern Spain). *J. Hydrol.*, *161*, 3-30.

Chanson, H., & Toombes, L. (2003). Strong interactions between Free-Surface Aeration and Turbulence in an Open Channel Flow. *Experimental Thermal and Fluid Science*, *27*, 525-535.

Chanson, H. (1995). Air-water Gas Transfer at Hydraulic Jump with Partially Developed Inflow. *Water Research*, *29*, 2247-2254.

Chao, P. F., & Westerhoff, P. (2002). Assessment and Optimization of Chemical and Physicochemical Softening Processes. *Journal AWWA*, *94*, 109-119.

Chen, J., Zhang, D. D., Wang, S., Xiao, T., & Huang, R. (2004). Factors Controlling Tufa Deposition in Natural Waters at Waterfall Sites. *Sedimentary Geology*, *166*, 353-366.

Conagua (2008). *Estadísticas del agua en México* (228 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Demant, A. (1981). L'axe Néo-Volcanique Trans-Mexican. Etude Volcanologique et Pétrographique. Signification Géodynamique. Thèse de Doctorat. Aubière, France: Univ. Clermont-Ferrand II.

Deutsch, W. J. (1997). *Groundwater Geochemistry: Fundamental and Applications to Contamination* (221 pp.). Boca Raton: Lewis Publishers.

Faust, S. D., & Aly, O. M. (1999). *Chemistry of Water Treatment* (581 pp.). (2nd Ed.). Boca Raton: Lewis Publishers.

Ferrari, L. (2000). Avances en el conocimiento de la Faja Volcánica Transmexicana durante la última década. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, *53*, 84-92.

Ford, D. C., & Williams, P. W. (1989). *Karst Geomorphology and Hydrology* (601 pp.). London: Academic Division of Unwin Hyman Ltd.

Fournier, M., Massei, N., Bakalowicz, M., Dussart-Baptista, L., Rodet, J., & Dupont, P. P. (2007). Using Turbidity Dynamics and Geochemical Variability as a Tool for Understanding the Behavior and Vulnerability of a Karst Aquifer. *Hydrogeol. J.*, *15*, 689-704.

Gárfias, J., & Llanos, H. (2001). A model of Cells as Practical Approach to Simulate Spring Flow in the Itxina Karstic Aquifer, Basque Country, Spain. *Ground Water*, *39*(3), 339-347.

Güler, C., Thyne, G. D., Mccray, J. E., & Turner, A. K. (2002). Evaluation of Graphical and Multivariate Statistical Methods for Classification of Water Chemistry Data. *Hydrogeol. J.*, *10*, 455-474.

Hair, J. F., Anderson, R. E., & Tatham, R. L., & Black, W. C. (1998). *Multivariate Data Analysis* (750 pp.). (5th Ed.). New Jersey: Prentice Hall.

Hem, J. D. (1992). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. *US Geological Survey. Water-Supply*, *2254*, 263.

Herman, J. S., & Lorah, M. M. (1987). CO_2 Outgassing and Calcite Precipitation in Falling Spring Creek, Virginia, USA. *Chemical Geology*, *62*, 251-262.

Herrera, L. C. (2001). *Caracterización hidrogeoquímica del Macizo de Betancuria, Fuerteventura, Archipiélago de Canarias*. Tesis de doctorado. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya.

Hounslow, A. W. (1995). *Water Quality Data: Analysis and Interpretation* (397 pp.). Boca Raton: Lewis Publishers.

Ifomegem (2007). *Carta geológica del Estado de México*. Toluca, México: Instituto de Fomento Minero y Estudios Geológicos del Estado de México-Gobierno del Estado de México.

INEGI (1994). *Carta acuícola del Estado de México*. Toluca, México: Gobierno del Estado de México. Secretaría de Pesca. Universidad Autónoma del Estado de México.

INEGI (2011). *Anuario de estadísticas por entidad federativa* (596 pp.). Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Jacobson, R. L., & Usdowski, E. (1975). Geochemical Controls on a Calcite Precipitating Spring. *Contrib. Mineral. Petrol.*, *51*, 65-74.

Karimi, H., Raesi, E., & Bakalowicz, M. (2005). Characterizing the Main Karst Aquifers of the Alvand Basin, Northwest of Zagros, Iran, by a Hydrogeochemical Approach. *Hydrogeol. J.*, *13*, 787-799.

Kehew, A. E. (2001). *Applied Chemical Hydrogeology* (368 pp.). New Jersey: Prentice Hall.

Kobus, H. (1991). Introduction to Air-Water Flow (pp. 1-28.). In I. R. Wood (Ed.). *Air Entrainment in Free-Surface Flows*. Rotterdam: Balkema.

Langmuir, D. (1971). The Geochemistry of Some Carbonate Groundwaters in Central Pensylvania. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *35*, 1023-1045.

Larocque, M., Mangin A., Razack, M., & Banton, O. (1998). Contribution of Correlation and Spectral Analyses to the Regional Study of a Large Karst Aquifer (Charente, France). *J. Hydrol.*, *205*, 217-231.

Liu, Z., & Dreybrodt, W. (1997). Dissolution Kinetics of Calcium Carbonate Minerals in H_2O-CO_2 Solutions in Turbulent Flow: The Role of the Diffusion Boundary Layer and the Slow Reaction $H_2O + CO_2 = H^+ + HCO_3^-$. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *61*(14), 2879-2889.

Llanos, H., & Gárfias, J. (2006). Análisis de series temporales de las descargas de los manantiales de acuíferos kársticos existentes en el País Vasco. *Ingeniería Hidráulica en México*, *21*(4), 17-31.

López-Chicano, M., Bouamama, M., Vallejos, A., & Pulido-Bosch, A. (2001). Factors which Determine the Hydrogeochemical behavior of Karstic Springs. A Case Study from Betic Cordilleras, Spain. *Applied Geochemistry*, *16*, 1179-1192.

López-Ramos, E. (1981). *Geología de México* (446 pp.). Tomo III. Segunda edición. México, DF: publicación particular autorizada.

Melloul, A., & Collin, M. (1992). The Principal Components Statistical-Method as a Complementary Approach to Geochemical Methods in Water-Quality Factor Identification. Application to the Coastal Plain Aquifer of Israel. *J. Hydrol.*, *140*, 49-73.

Neal, C. (2002). Calcite Saturation in Eastern UK Rivers. *The Science of the Total Environment*, *282-283*, 311-326.

Papatheodorou, G., Lambrakis, N., & Panagopoulos, G. (2007). Application of Multivariate Statistical Procedures to the Hydrochemical Study of a Coastal Aquifer: an Example from Crete, Greece. *Hydrol. Process*, *21*, 1482-1495.

Peyraube, N., Lastennet, R., & Denis, A. (2012). Geochemical Evolution of Groundwater in the Unsaturated Zone of a Karstic Massif Using the pCO_2-SIc Relationship. *J. Hydrol.*, *430-431*, 13-24.

Plummer, L. N., Busby, J. F., Lee, R. W., & Hanshaw, B. B. (1990). Geochemical Modeling of the Madison Aquifer in Parts of Montana, Wyoming, and South Dakota. *Water Resources Research*, *26*(9), 1981-2014.

Sacks, L. A., Herman, J. S., & Kauffman, S. J. (1995). Controls on High Sulphate Concentrations in the Upper Floridian Aquifer in Southwest Florida. *Water Resources Research*, *31*, 2541-2551.

Schuster, E. T., & White, W. B. (1971). Seasonal Fluctuations in the Chemistry of Limestone Springs: A Possible Means for Characterizing Carbonate Aquifers. *J. Hydrol., 14*, 93-128.

Schuster, E. T., & White, W. B. (1972). Source Areas and Climatic Effects in Carbonate Groundwaters Determined by Saturation Indices and Carbon Dioxide Pressures. *Water Resour. Res.*, *8*, 1067-1073.

Vázquez-Sánchez, E., Cortés, A., Jaimes-Palomera, R., Fritz, P., & Aravena, R. (1989). Hidrología isotópica de los valles de Cuautla y Yautepec, México (Isotopic Hydrology of the Cuautla and Yautepec Valleys). *Geofísica Internacional*, *28*(2), 245-264.

Wade, A. J., Neal, C., Smart, R. P., & Edwards, A. C. (2002). Calcite Saturation in the River Dee, NE Scotland. *The Science of the Total Environment*, *282-283*, 327-340.

Wicks, C. M., & Engeln, J. F. (1997). Geochemical Evolution of a Karst Stream in Devils Icebox Cave, Missouri, USA. *Journal of Hydrology*, *198*, 30-41.

Zhang, D., Peart, M., Zhang, Y. J., Zhu, A., & Cheng, X. (2000). Natural Softening Processes by Waterfall Effects in Karst Areas. *Desalination*, *129*, 247-259.

Zhang, D., Zhang Y., Zhu, A., & Cheng, X. (2001). Physical Mechanisms of River Waterfall Tufa (Travertine) Formation. *J. Sedimentary Research*, *71*(1), 205-216.

Dirección institucional de los autores

Dr. Luvina Bibiano
Dr. Jaime Gárfias

Universidad Autónoma del Estado de México
Facultad de Ingeniería (CIRA)
Toluca, México
Teléfono: +52 (722) 296 5550, extensión 106
Fax: +52 (722) 296 6551
luvinabibiano@gmail.com

Dr. Hilario Llanos

Universidad del País Vasco
Departamento de Geodinámica
Campus Araba
Vitoria-Gasteiz
País Vasco, España
Teléfono: 945 01 4225, 945 01 4246
hilariojesus.llanos@ehu.eus

Haga clic aquí para escribir al autor

Comparativa de algoritmos para la optimización de un sistema de recursos hídricos

• Néstor Lerma* • Javier Paredes-Arquiola • Joaquín Andreu • Abel Solera •
Universitat Politècnica de València, España
*Autor de correspondencia

Resumen

Lerma, N., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., & Solera, A. (mayo-junio, 2015). Comparativa de algoritmos para la optimización de un sistema de recursos hídricos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 79-92.

De manera tradicional, las técnicas de obtención de reglas de gestión (RG) en sistemas multiembalse han consistido en emplear modelos de simulación que permiten evaluar el comportamiento del sistema una vez definida dicha RG. Se trata de un proceso largo y repetitivo hasta encontrar la RG apropiada. El objetivo de este artículo es comparar dos algoritmos evolutivos empleados para la obtención de RG. Para ello, se ha desarrollado una metodología que acopla los algoritmos evolutivos con redes de flujo. Estas últimas permiten la simulación de la gestión de un sistema a partir de la definición de unas RG, y los algoritmos evolutivos son los que se encargan de ir modificando dichas reglas y controlando las sucesivas simulaciones. Los algoritmos comparados son el *SCE-UA* y el *Scatter Search*, mientras que la red de flujo empleada es el módulo *SIMGES*, que forma parte del Sistema Soporte de Decisión *AQUATOOL*. La metodología propuesta se aplica al sistema de explotación Tirso-Flumendosa-Campidano ubicado en la isla de Cerdeña, Italia. El sistema se identifica con un clima mediterráneo, caracterizado por la irregularidad en la aparición del recurso hídrico y de la demanda, por lo que este tipo de sistemas se considera como uno de los más complejos de gestionar. Los resultados obtenidos muestran que la metodología planteada y, por tanto, los algoritmos evolutivos (unos más apropiados que otros) permiten obtener RG óptimas. En este estudio, las RG obtenidas permiten disminuir el número de demandas con déficit y los costes de bombeo respecto la gestión actual.

Palabras clave: algoritmos evolutivos, sistema de recursos hídricos, *AQUATOOL*, *SIMGES*, gestión, optimización, Mediterráneo, reglas de operación.

Abstract

Lerma, N., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., & Solera, A. (May-June, 2015). Comparison of Algorithms for the Optimization of Water Resources Systems. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 79-92.*

Techniques to obtain operating rules (OR) for multi-reservoir systems have consisted of using simulation models to evaluate the behavior of the system after the OR has been defined. This is a long and repetitive process lasting until the appropriate OR is found. The objective of the article herein is to compare two evolutionary algorithms used to obtain the OR. To this end, a methodology has been developed which combines evolution algorithms with flow networks. The latter are used to simulate the management of a system based on the definition of some of the OR, and evolutionary algorithms modify these rules and control successive simulations. The SCE-UA and Scatter Search algorithms were compared and the SIMGES flow network module was used, which is part of the AQUATOOL Decision Support System. The methodology proposed was applied to the Tirso-Flumendosa-Campidano system on the Island of Cerdeña, Italy. This system is located in a Mediterranean climate characterized by changes in the availability and demand of the resource. This type of system is considered to be among the most complex to manage. The results obtained show that optimal OR can be obtained with the proposed methodology, and thus using the evolutionary algorithms (one more appropriate than the others). The OR obtained by this study resulted in lower deficit-related demands and pumping costs than with the current management.

Keywords: *Evolutionary algorithms, Water System, AQUATOOL, SIMGES, Management, Optimization, Mediterranean, Operating Rules.*

Recibido: 16/07/2013
Aceptado: 20/02/2015

Introducción

La planificación hidrológica es uno de los instrumentos fundamentales para la gestión integral del recurso hídrico, donde las reglas de gestión (RG) son algunas de las estrategias empleadas para mejorar el aprovechamiento de dichos recursos, intentando, a su vez, paliar los efectos adversos de las sequías hidrológicas que se presentan a lo largo del tiempo y del espacio.

La herramienta más utilizada para el análisis y la planificación de los sistemas de recursos hídricos son los modelos de simulación. Éstos se caracterizan por su flexibilidad y capacidad para contener elementos muy complejos en la modelización. Además, permiten una representación más detallada de los sistemas que los modelos de optimización (Loucks & Sigvaldason, 1982). Asimismo, la aplicabilidad de los modelos de optimización a la mayoría de los modelos de gestión de embalses es limitada debido al "alto grado de abstracción" necesaria para la eficiente aplicación de técnicas de optimización (Akter & Simonovic, 2004; Moeini, Afshar, & Afshar, 2010). En general, la gestión de las cuencas se realiza mediante el apoyo de modelos de simulación. Esto no impide que para un paso de la simulación (p. ej., el mes), se empleen técnicas de optimización (como las redes de flujo) para optimar el reparto del recurso entre los distintos usuarios, y la procedencia del recursos entre las distintas fuentes o masas de agua.

Por lo general, estos modelos de simulación requieren el establecimiento predeterminado de la forma de gestión del sistema. El diseño y obtención de RG para sistemas multiembalse ha sido un tema muy desarrollado a lo largo de la historia científica de los recursos hídricos. Por ejemplo, a partir de los resultados de los modelos de optimización empleando regresiones lineales (Young, 1967), regresiones lineales múltiples (Bhaskar & Withlach, 1980), y sencillas estadísticas, tablas y diagramas (Lund & Ferreira, 1996). Desafortunadamente los análisis de regresión pueden dar resultados muy pobres en sus correlaciones invalidando las RG obtenidas (Labadie, 2004). Otro tipo de RG son las heurísticas, como la regla del espacio vacío (Bower, Hufschmidt, & Reedy, 1982) o la regla de la ciudad de Nueva York (Clark, 1956), las cuales tienen una reducida aplicabilidad. Conocidos unos volúmenes iniciales de almacenamiento, capacidades y restricciones del sistema, la aplicación de la regla del espacio vacío no es siempre factible ni razonable (Johnson, Stedinger, & Staschus, 1991). También existen las "curvas de embalse", que han sido criticadas por algunos autores por no ser las RG más eficientes posibles (Karamouz, Szidarousky, & Zahraire, 2000); sin embargo, la gestión real de los sistemas se suele realizar con este tipo de reglas debido a su fácil aplicación y entendimiento.

Una técnica habitual para la obtención de RG se basa en emplear los modelos de simulación de cuencas. Se simula una vez por cada RG que se quiera analizar, definiendo sus parámetros y comprobando su comportamiento en la gestión del sistema. El objetivo es encontrar aquella RG que optimice la gestión del sistema. El conjunto de pruebas necesarias para obtener esa RG óptima puede ser muy importante, por lo que todas esas iteraciones pueden ser controladas por un algoritmo de optimización, encargado de variar los parámetros de la RG con base en los resultados que se vayan obteniendo del modelo de simulación. Dicho procedimiento es el que se plantea en este artículo, empleando algoritmos evolutivos como algoritmos de optimización. Los algoritmos evolutivos se caracterizan por su flexibilidad en la adaptación a cualquier tipo de problemas y por evitar los óptimos locales mejor que los algoritmos de gradiente. Se basan en la teoría de la evolución, por lo que hacen evolucionar una población de individuos sometiéndola a procesos similares a los que actúan en la evolución biológica, así como en una selección en función de cuáles son los individuos más aptos —que sobreviven— y cuáles los menos — que son descartados—.

Nicklow *et al*. (2010) recopilan el estado del arte de los algoritmos evolutivos aplicados a la planificación y gestión de recursos hídricos. Casos concretos son su aplicación en los sistemas de distribución de agua (Goldberg & Kuo,

1987); en drenaje urbano y alcantarillado (Guo, Walters, & Savic, 2008); para suministro de agua y tratamiento de aguas residuales (Murthy & Vengal, 2006); para aplicaciones en modelos hidrológicos y fluviales (Muleta & Nicklow, 2005), o en sistemas de aguas subterráneas (Dougherty & Marryott, 1991).

Para el caso concreto de las RG, Oliviera y Loucks (1997), y luego Ahmed y Sarma (2005), presentan un enfoque para la optimización de las normas de operación para sistemas multiembalse usando algoritmos evolutivos. Casos de aplicación más recientes son el trabajo de Cai, Mckinney, & Lasdon (2001), para resolver modelos no lineales de gestión del agua utilizando una combinación de un algoritmo evolutivo y la programación lineal, o Elferchichi, Gharsallah, Nouiri, Lebsi y Lamaddalena (2009), que aplicaron un algoritmo evolutivo para optimar la operación de los embalses en un sistema de riego a la carta que se aplicó al régimen de riego de Sinistra Ofanto, en Foggia, Italia.

En este artículo, a diferencia de otros estudios que optimizan RG empleando algoritmos evolutivos, se acopla éstos con las redes de flujo. La red de flujo es una de las técnicas más eficientes computacionalmente en la programación lineal y, como demostró Kuczera (1989 y 1993), es más adecuada que ésta para resolver grandes sistemas multiembalse como el que se analiza en el presente artículo. Por tanto, la metodología se plantea con el objetivo de comparar dos algoritmos evolutivos a la hora de buscar RG óptimas en sistemas multiembalse, acoplándolos con una red de flujo. La red de flujo utilizada es el módulo de simulación de la gestión *SIMGES*, que forma parte del Sistema Soporte a la Decisión (SSD) *AQUATOOL*. Por su parte, los algoritmos evolutivos analizados son el *SCE-UA* y el *Scatter Search* (búsqueda dispersa).

La comparación de algoritmos evolutivos se ha desarrollado aplicando la metodología al sistema de explotación Tirso-Flumendosa-Campidano ubicado en la isla de Cerdeña, Italia. Este sistema se identifica con un clima mediterráneo, y está caracterizado por la irregularidad en la aparición del recurso hídrico y de la demanda, por lo que es uno de los sistemas de recursos más complejos de gestionar. En mayor medida, al tratarse de un sistema insular en el cual la escasez del recurso es mayor, el principal objetivo en la optimización de la gestión de este sistema consiste en reducir los costes de bombeo, al mismo tiempo que se minimizan los déficits de las demandas.

Sistema de estudio

La isla de Cerdeña se encuentra en el mar Mediterráneo, entre la penínsulas Ibérica e Itálica (figura 1), y cubre un área aproximada de 24 000 km^2, con una población de 1 648 000 habitantes. El clima de Cerdeña se clasifica por lo general como mediterráneo, con inviernos suaves y relativamente húmedos, y veranos secos y cálidos.

El sistema de suministro de agua se caracteriza principalmente por el uso de agua superficial almacenada y regulada por los embalses. Estos embalses cumplen también la tarea de protección contra inundaciones y, en algunos casos, de producción de energía hidroeléctrica. El agua subterránea se utiliza sólo para pequeños requerimientos locales. La zona presenta un gran número de sistemas de bombeo y conducciones para transportar el agua desde los embalses hasta los puntos de suministro. Un objetivo relevante en su gestión consiste en reducir el coste de dichos bombeos, minimizando al mismo tiempo los déficits de las demandas.

Cerdeña se divide en siete sistemas interconectados, de los cuales, los cuatro del más al sur son los que conforman el sistema Tirso-Flumendosa-Campidano: Sulcis, Tirso, Sud Orientale y Flumendosa-Campidano-Cixerri (figura 2). Este sistema corresponde aproximadamente con 60% de la superficie de la isla.

Los aportes hidrológicos (cuadro 1) aplicados al sistema hidráulico se han obtenido a partir de las series temporales de precipitación de los periodos 1922-1975 y 1986-2002. Estas series tienen en cuenta los efectos de las sequías producidas por la disminución de las aportaciones. Las series de aportaciones al sistema

Figura 1. Ubicación geográfica de la isla de Cerdeña, Italia (fuente: Google Maps).

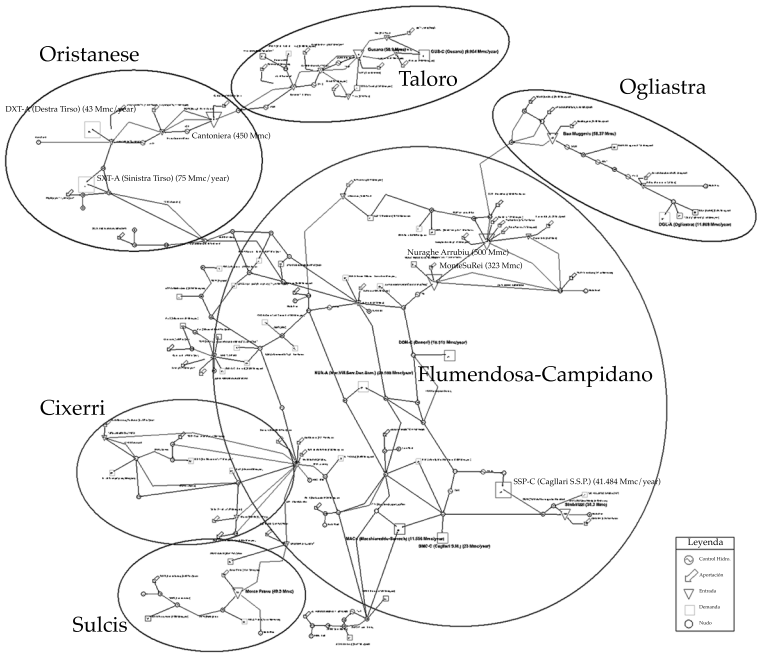


Figura 2. Esquema del modelo del sistema Tirso-Flumendosa-Campidano en *AQUATOOL*.

Cuadro 1. Valores medios de las aportaciones al sistema en las distintas zonas del sistema.

	Taloro	Tirso	Ogliastra	Flum-Camp	Cixerri	Sulcis
Aportación media (hm^3/año)	83.5	289.63	59.78	356.22	14.56	39.55

constituyen en definitiva un periodo de 53 años y están asociadas con los embalses y azudes del sistema.

Metodología de optimización

La metodología planteada en este artículo se basa en la estimación de RG óptimas para un sistema multi-embalse complejo, combinando el uso de redes de flujo (modelo *SIMGES*) y algoritmos de optimización evolutivos (*SCE-UA* y *Scatter Search*). Los modelos de simulación permiten simular la gestión de un sistema de recursos hídricos y el reparto del agua entre los diferentes usuarios de la cuenca. En concreto, las redes de flujo se utilizan como modelos de gestión de cuencas, realizando simulaciones mediante la herramienta *SIMGES* y obteniendo del modelo cómo se realiza el reparto de agua.

Por su parte, los algoritmos de optimización se utilizan como herramientas que controlan las sucesivas simulaciones que se llevan a cabo con *SIMGES*, y que van modificando las variables de decisión (parámetros de la RG), en función de los resultados obtenidos en cada una de ellas. Es necesario, pues, para cada iteración, emplear el modelo *SIMGES* que evalúa la RG propuesta por el algoritmo de optimización en el modelo de simulación del caso de estudio. El objetivo es obtener los resultados de déficits, bombeos, etcétera, los cuales permitirán encontrar la solución óptima a la gestión.

La figura 3 muestra el procedimiento, paso a paso, que se sigue para la obtención de RG mediante una *aplicación principal* (AP) que se encarga de llamar al algoritmo de optimización y al modelo *SIMGES*. La AP lleva incorporado el código del algoritmo de optimización a emplear (*SCE-UA* o *Scatter Search*), junto con los parámetros del algoritmo, los resultados de la simulación y la función objetivo.

En primer lugar, el usuario debe asignar los parámetros con los que se quiere lanzar el algoritmo evolutivo (semillas, probabilidad de cruce, tipo de mutación, número de complejos, etcétera). A continuación se definen las variables que el algoritmo ha de ir modificando (variables de decisión, parámetros de la RG), así como sus límites inferiores y superiores.

Una vez definidas, la AP ejecuta el algoritmo de optimización, el cual va generando esas variables de decisión. Para cada generación (o iteración) se escribe el archivo de datos necesario para la simulación. Automáticamente, la AP lanza *SIMGES*, que simula la gestión propuesta para el periodo de tiempo que se le ha indicado al realizar el modelo de simulación y una vez se ha ejecutado guarda los resultados en un archivo. Este último archivo es importado por la AP, lo que permite obtener los déficits y caudales bombeados, entre otras cosas, y así poder calcular la función objetivo. Una vez evaluada la función objetivo, si no se cumple el criterio de parada del algoritmo, se repite el mismo proceso a partir de la generación de las variables de decisión, buscando la optimización de la gestión, de lo cual se encarga el algoritmo empleado.

Finalizado el proceso realizado por la AP, es el turno del usuario para analizar los resultados y tomar decisiones.

El módulo de simulación de la gestión SIMGES

El módulo *SIMGES* (Andreu, Solera, Capilla, & Ferrer, 1992) es un modelo general para la simulación de la gestión de cuencas, o sistemas de recursos hidráulicos complejos. Este módulo forma parte del *SSD AQUATOOL* (Andreu, Solera, & Paredes, 1996). Tanto el módulo de simulación como el *SSD* han sido extensamente

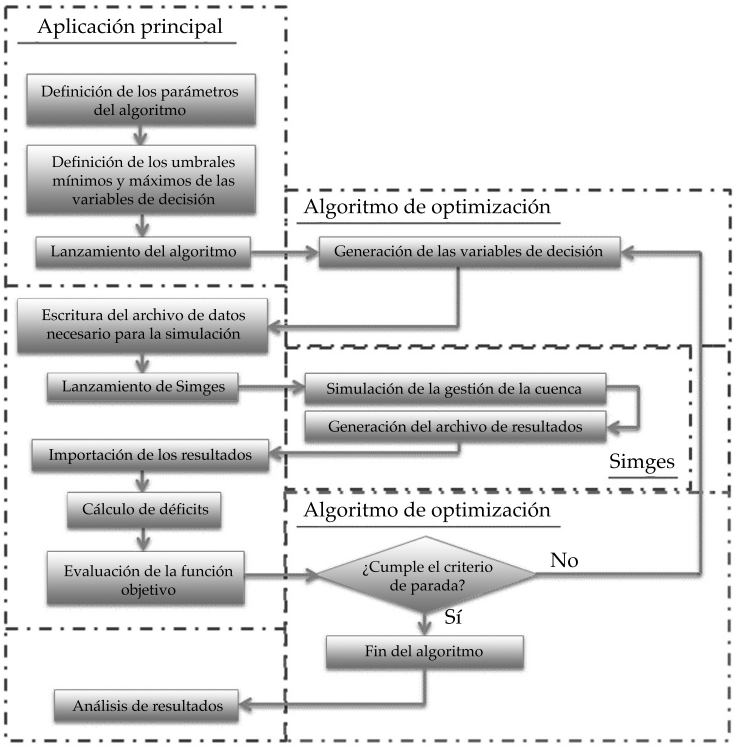


Figura 3. Metodología de acoplamiento entre el algoritmo evolutivo y *SIMGES*.

aplicados en cuencas españolas y del extranjero (CHJ, 1998; MIMAM, 2000; DICTUC, 2010; RAS, 2013; Jamieson, 1997). *SIMGES* dispone de elementos de regulación o almacenamiento tanto superficiales como subterráneos de captación, transporte, utilización y/o consumo, y dispositivos de recarga artificial. La simulación se efectúa por mes y reproduce el detalle espacial que el usuario desee del flujo del agua a través del sistema. Para los subsistemas superficiales, el flujo es calculado simplemente por continuidad o balance. Los acuíferos y las relaciones río-acuífero se simulan con modelos unicelulares, con modelos pluricelulares o utilizando el método de los autovalores mediante modelos distribuidos en los que se considera la variación espacial de las propiedades hidrodinámicas de los acuíferos. También se admite la definición de caudales mínimos ecológicos, así como de diferentes prioridades de los usuarios para el aprovechamiento del agua.

SIMGES emplea pseudocostes diseñados para reflejar prioridades, imposibilidades físicas, preferencias, etcétera. Este problema se representa matemáticamente de la siguiente manera:

$$\text{Mín} \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{m} c_{ij}x_{ij} \qquad (1)$$

sujeto a:

$$\begin{aligned} &\sum_{j=1}^{m} x_{ij} - \sum_{k=1}^{m} x_{ki} = 0 \quad \forall\, i = 1,\ldots,m \\ &x_{ij} \geq l_{ij} \quad \forall\, i = 1,\ldots,m \quad \forall\, j = 1,\ldots,m \\ &x_{ij} \leq u_{ij} \quad \forall\, i = 1,\ldots,m \quad \forall\, j = 1,\ldots,m \end{aligned} \qquad (2)$$

donde x_{ij} es el caudal circulante a través del arco desde el nudo i hasta el nudo j; c_{ij}, el coste por cada unidad de caudal circulante, y l_{ij} y u_{ij} son

los límites inferiores y superiores del caudal, respectivamente, del arco que empieza en el nudo *i* y acaba en el nudo *j*. En realidad, el modelo permite flujos más bajos que el límite mínimo, pero no permite flujos mayores al límite máximo. Bajo estos supuestos, el problema de optimización se puede resolver de manera eficiente utilizando el algoritmo Out-of-Kilter (Ford & Fulkerson, 1962).

El algoritmo SCE-UA

El mecanismo de optimización SCE-UA (The Shuffled Complex Evolution) fue desarrollado por Duan, Sorooshian y Gupta (1992) en la Universidad de Arizona, Estados Unidos, y su eficiencia ha sido ampliamente reconocida ante problemas de calibración de modelos hidrológicos con un elevado número de parámetros y una alta no linealidad. El funcionamiento básico del algoritmo SCE está inspirado en los principios de selección natural y la genética y es una combinación de procedimientos deterministas y aleatorios. Se parte de diferentes puntos de búsqueda (individuos) que se organizan por equipos (complex). De esta manera, la búsqueda de la *solución* global óptima se plantea como un proceso evolutivo (*evolution*) basado en la reproducción (cruce, mutación, recombinación), existiendo, además, mezcla de equipos (*shuffled*).

El algoritmo Scatter Search

Scatter Search (Glover, 1977), también conocido en castellano como "búsqueda dispersa", es un procedimiento metaheurístico basado en formulaciones y estrategias introducidas en la década de 1960. Los conceptos y principios fundamentales del método están basados en las estrategias para combinar reglas de decisión. *Scatter Search* opera sobre un conjunto de soluciones, llamado conjunto de referencia, combinando éstas para crear nuevas soluciones de modo que mejoren a las que las originaron. En este sentido se dice que es un método evolutivo. Sin embargo, a diferencia de otros métodos evolutivos, como los algoritmos genéticos, *Scatter Search* no está fundamentado en la aleatorización sobre un conjunto relativamente grande de soluciones sino en elecciones sistemáticas y estratégicas sobre un conjunto pequeño. Por lo general, los algoritmos genéticos suelen considerar una población de 100 soluciones mientras que en la búsqueda dispersa es habitual trabajar con un conjunto equivalente de tan sólo 10 soluciones.

Aplicación al sistema de estudio

La comparativa entre los algoritmos y, por tanto, la aplicación de la metodología planteada, se llevará a cabo sobre el sistema Tirso-Flumendosa-Campidano. En este apartado se describe el modelo de gestión implementado en *AQUATOOL*, los resultados de la simulación de su gestión con *SIMGES* y la definición de la metodología para este caso de estudio.

Desarrollo del modelo de gestión

En este punto se detalla alguna de la información más relevante del sistema introducida en *AQUATOOL*. El sistema consta de 23 embalses, cuyas capacidades varían entre los 0.94 y 450 hm^3. Los más importantes son los embalses de Cantoneira (450 hm^3), Monte Su Rei (323 hm^3) y Nuraghe Arrubiu (300 hm^3). El primero de estos tres embalses se encuentra en el río Tirso, en la zona de Oristanese, y los otros dos en la zona Flumendosa-Campidano. Los tres embalses, gracias a sus capacidades y ubicación, permiten el suministro a la gran mayoría de demandas del sistema.

En cuanto a los azudes, el sistema presenta un total de 14 infraestructuras, con distintos caudales de extracción de agua. Estos caudales varían entre 0.2 y 36 m^3/s. Los más importantes son los de la cabecera del río Flumendosa, en la zona de Ogliastra (Bau Mela y Bau Mandara), al este de los embalse de Monte Su Rei y Nuraghe Arrubiu (Ponte Maxia), y al oeste de éstos (Casa Fiume).

El número total centrales hidroeléctricas es de 14. Los caudales turbinados varían entre los 0.5 y 95 m^3/s. La más importante es la que se encuentra aguas abajo del embalse de Gusana, en la zona de Taloro.

Los sistemas de bombeo son obras de infraestructuras a las cuales se les da gran importancia debido al coste económico que suponen. El sistema consta de 23 bombeos, cuyo caudal máximo está comprendido entre 0.07 y 6 m^3/s. Sus costes unitarios varían entre 0.005 y 0.11 €/m^3.

Respecto a los usuarios del sistema, éste tiene un total de 44 demandas, 15 urbanas, 6 industriales y 23 agrarias. Las demandas urbanas tienen dotaciones comprendidas entre 0.2 y 41.4 hm^3/año. La demanda más importante es la de la ciudad de Cagliari. Las demandas industriales varían entre 0.04 y 11.6 hm^3/año, y las agrarias entre 0.1 y 75 hm^3/año. Como se puede observar, los valores de las dotaciones son muy dispares. Respecto a las demandas agrarias, las dos demandas más importantes son las de Oristanese con 43 y 75 hm^3/año, aguas abajo del embalse de Cantoneira. Con todo ello, la dotación total del sistema asciende a 383.25 hm^3/año.

La gestión del sistema se introduce mediante prioridades entre las demandas, entre los embalses, costes en los bombeos, reglas de operación, etcétera. Por ejemplo, a las demandas con más prioridad con las urbanas, seguidas de las industriales y por último las agrarias. Respecto a la gestión mediante la aplicación de reglas de operación, éstas se definen como un umbral constante para los doce meses del año. Normalmente se describe como: "Si el volumen almacenado en el embalse (o aportación) *X* es inferior al nivel (o caudal) *Y*, entonces se aplica una restricción de *Z* al caudal circulante (en el elemento donde se aplica la RG)". Las RG definidas permiten reservar el agua de un embalse para las demandas de una zona concreta o minimizar el caudal bombeado, reduciendo así el coste económico originado por este elemento.

Resultados de la gestión del estado actual del sistema

Una vez introducidas las distintas RG en el modelo, se simula la gestión del sistema mediante el módulo de cálculo *SIMGES* (ver apartado 3.3), obteniendo una serie de resultados. El tipo de resultados que se puede obtener es extenso, desde volúmenes almacenados en los embalses, caudales circulantes por cada conducción hasta los déficits de las demandas. Aquí se van a comentar sólo resultados de déficits en las demandas y el coste medio anual de bombeo del sistema, ya que la optimización del sistema se centrará en estos dos aspectos, como se detalla en el apartado "Definición de la metodología para el caso de estudio".

El número total de demandas que sufren déficit en el sistema son cuatro (cuadro 2), de las cuales una de ellas es una demanda urbana. El motivo de que esta demanda sufra déficits es su ubicación (en la cabecera del sistema, zona de Taloro) y la falta de aportaciones en dicha zona. Estas circunstacias provocan que la demanda tenga dos periodos de varios meses en los que no se suministra 100% de su dotación. El resto de demandas con déficits son de tipo agrario: dos en la zona de Cixerri y una en la de Leni.

Respecto al coste medio anual de bombeo, éste se sitúa en los 3 675 330.24 €, calculado según el caudal bombeado por cada sistema de bombeo y el coste unitario de cada uno de ellos.

Cuadro 2. Máximo déficit anual de las demandas con déficit para el estado actual.

Demandas	Máximo déficit anual (%)
GIO-A	86
GUS-C	47.04
LEN-A	80.2
IGL-A	2.9

Definición de la metodología para el caso de estudio

La metodología planteada se aplica al sistema Tirso-Flumendosa-Campidano. Para ello hay que definir una serie de aspectos que se han comentado antes, como los parámetros de los algoritmos, las RG que se pretenden optimizar y la función objetivo a emplear para dicha optimización.

El algoritmo *SCE-UA* requiere definir una serie de parámetros, como el número máximo de evaluaciones de la función objetivo que va a minimizar, la forma en que finalizará en el caso de que no superase ese número máximo de evaluaciones. También se define la semilla inicial, a partir de la cual se generarán de forma aleatoria las variables de decisión y el número de complejos en el que se dividen los distintos individuos que genera el algoritmo. El valor de estos parámetros se ha especificado con base en diversos estudios llevados a cabo en el Grupo de Investigación de Recursos Hídricos de la Universitat Politècnica de València con el algoritmo *SCE-UA* para la calibración de distintos tipos de parámetros. El resultado de tales análisis permite considerar los parámetros empleados como adecuados para la optimización.

A diferencia del *SCE-UA*, el *Scatter Search* sólo requiere definir el tamaño de la población y del grupo de referencia con el que trabajará, aparte del número de iteraciones. Como se explica en el apartado "El algoritmo *Scatter Search*", este algoritmo suele trabajar con poblaciones pequeñas, por lo general de 10 individuos. Así, los análisis realizados se han empleado en esta cantidad para el tamaño de la población. Respecto al grupo de referencia, se ha optado por emplear la mitad del tamaño de la población, es decir, cinco individuos.

Respecto a la RG a optimar, ésta se centra en dos aspectos. Por un lado, los volúmenes objetivo (V_{obj}) de los embalses y, por otro lado, reglas de operación (RO). En *SIMGES* se considera el V_{obj} como un valor que permite zonificar el embalse y con ello asignar un coste por extraer agua de esa zona del embalse. Por otra parte, la gestión de los recursos hidráulicos se simula mediante RO tendientes a mantener un nivel similar de llenado en los embalses a partir de unas curvas de zonado de embalse. Dichas curvas son las reglas de explotación propiamente dichas y son suministradas por el usuario del modelo.

Respecto al primer aspecto, se modificarán los V_{obj} de los dos embalses principales del sistema Flumedosa-Campidano (Monte Su Rei y Nuraghe Arrubiu), y los de los embalses de Punta Gennarta y Medau Zirimilis (en la zona de Cixerri). El resto de la gestión que se va a modificar es la RO definida en la toma este de la demanda de Sarcidano (para minimizar el bombeo 7A.P1) y la RO definida en el bombeo de Sulcis (desde Genna Is Abbis a Bau Pressiu).

El objetivo de la optimización, para el caso de estudio, es obtener el menor número de demandas con déficit, junto con el valor más bajo posible del máximo déficit anual de éstas. Por un lado, se pretende que el menor número de usuarios se vea afectado, pero por otro lado, es menos perjudicial que cuando se produzcan déficits en el suministro lo hagan de forma repartida a lo largo de un periodo de años que una falta de suministro muy alta en un único año. Además, el sistema Tirso-Flumendosa-Campidano tiene un complejo entramado de infraestructuras, formado por conducciones y sistemas de bombeo. Estos últimos tienen gran interés en la gestión debido al importante coste económico que suponen. Es por este motivo que también se buscó el menor caudal bombeado, con el fin de disminuir los gastos económicos generados por éstos. El problema que supone estos dos objetivos es que normalmente, en este tipo de sistema, disminuir los déficits de las demandas supone un aumento en los caudales bombeados y, por tanto, en su coste final. Por tales motivos, con la función objetivo que se define, se pretende que ambos conceptos se minimicen para obtener la gestión óptima:

$$FO = 0.5 * \sum CSB * C_{CSB} + 0.3 * CDD * C_{ND} + 0.2 * \frac{\sum MDA}{CDD} * C_{MDA}$$

Siendo *CDD* el número de demandas con déficit, C_{ND} es un coeficiente que permite que el término CDD^*C_{ND} esté entre 0 y 1, siendo 1 el peor resultado. También tiene en cuenta el tipo de demandas con déficit. En el caso de que alguna demanda urbana sufra déficits, el término CDD^*C_{ND} tiene un valor de mil. De esta forma se infiere que la solución obtenida no es buena.

MDA es el déficit máximo anual de cada demanda del sistema, C_{MDA} es un coeficiente similar a C_{ND}. En este caso, tiene en cuenta los criterios de garantía UTAH (IPH, 2008), empleados en España para verificar el cumplimiento de las demandas agrarias. El criterio UTAH está basado en el establecimiento de límites para los máximos déficit que se pueden producir en periodos de tiempo de determinada duración. En concreto, los lapsos son 1, 2 y 10 años, y los umbrales de cumplimiento para estos periodos son 50, 75 y 100% de la demanda anual. De esta forma se considera que el suministro a la demanda es "satisfactorio" siempre y cuando el máximo déficit anual de la serie simulada sea inferior a 50% de la demanda anual; el máximo déficit de dos años consecutivos sea inferior a 75% de la demanda anual, y el máximo déficit de 10 años consecutivos sea inferior a 100% de la demanda anual.

En el primer término se tienen en cuenta los costos económicos de los sistemas de bombeo (CSB). El término C_{CSB} es otro coeficiente para hacer el término CSB^*C_{CSB} unitario, y sólo en el caso de que el coste de bombeo supere un cierto valor (considerado como límite superior), dicho término adopta un valor de mil, considerando inviable dicha solución.

Discusión y análisis de resultados

En este apartado se presentan los resultados obtenidos con la metodología planteada para los dos algoritmos comparados: el *SCE-UA* y el *Scatter Search*. Se mostrará un gráfico con todas las RG analizadas por cada algoritmo, representándose en dicho gráfico el número de demandas con déficit (abscisas) y el coste medio anual de bombeo (ordenadas). De todas las soluciones se han elegido aquellas que se han considerado más óptimas, es decir, aquellas que proporcionan el menor número de demandas con déficit y el menor costo económico de bombeo. Aun así, el usuario que emplee esta metodología para la optimización de RG en sistemas multiembalse puede seleccionar aquella alternativa que crea más conveniente, según los intereses del sistema. Es decir, podría elegir alguna alternativa en el que exista un mayor número de demandas con déficits, pero se reduzca el caudal bombeado y, por tanto, el costo económico asociado con dichos bombeos.

SCE-UA

La optimización llevada a cabo con el algoritmo *SCE-UA* ha empleado un total de 1 594 iteraciones hasta su finalización. La mejor función objetivo conseguida tiene un valor de 0.570 (siendo 0 el mejor resultado que se podría obtener y 1 el peor), con un costo medio anual de bombeo de 3 161 191.56 € y un número total de demandas con déficit de tres. El valor de la función objetivo para los resultados mostrados en el apartado "Resultados de la gestión del estado actual del sistema", que representa el estado actual del sistema, es de 0.626. Como se ve en la figura 4, en la que aparecen los resultados de todas las iteraciones, es la solución con menor número de demandas con déficit y menor coste medio anual de bombeo.

El cuadro 3 muestra el valor del máximo déficit anual para las tres demandas con déficit que ha encontrado el algoritmo. Comparando estos resultados con los obtenidos en el apartado "Resultados de la gestión del estado actual del sistema", se aprecia una mejoría tanto en el número de demandas con déficit como en el coste de bombeo. Se ha conseguido que la demanda IGL-A no sufra déficits, reduciendo las demandas con déficit de cuatro a tres. Además, el máximo déficit anual de las demanda GIO-A ha disminuido ligeramente. Con ello, se observa cómo se ha mejorado la gestión en la zona de Cixerri a la cual pertenecen las demandas IGL-A y GIO-A.

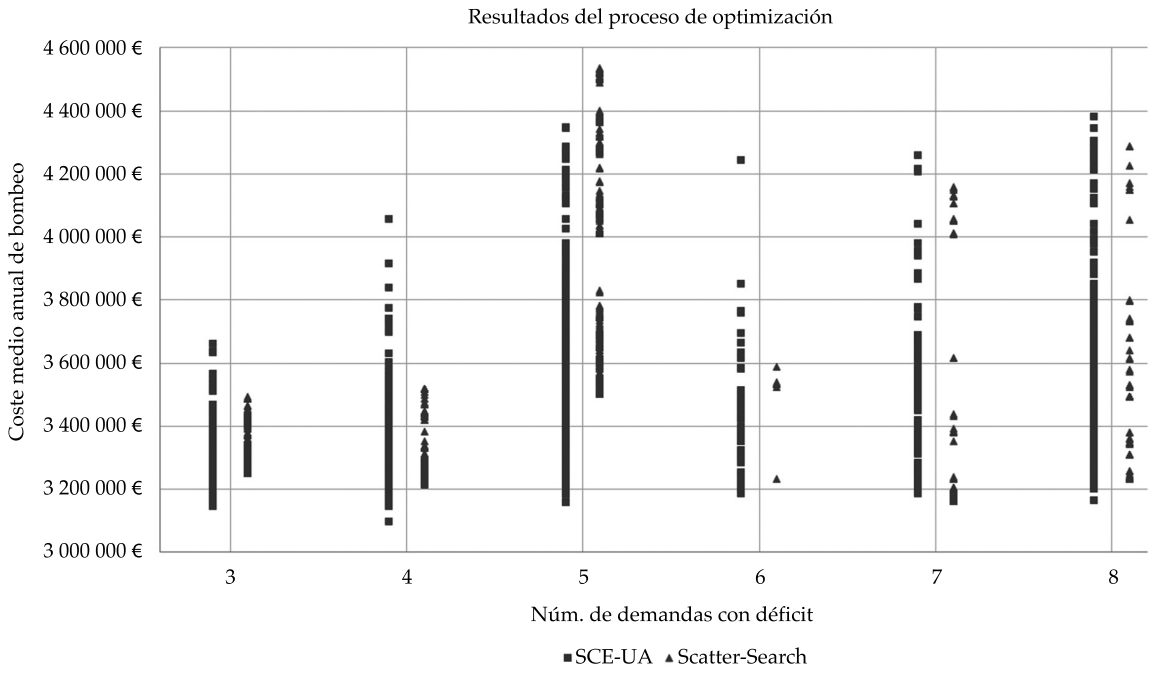


Figura 4. Resultados de la optimización con los algoritmos *SCE-UA* y *Scatter-Search*.

Cuadro 3. Máximo déficit anual de las demandas con déficit obtenido con el *SCE-UA*.

Demandas	Máximo déficit anual (%)
GIO-A	85.15
GUS-C	47.04
LEN-A	80.19

Al mismo tiempo, se consigue una reducción importante en el coste medio anual de bombeo, pasando de 3 675 330.24 € a los 3 161 191.56 € de esta alternativa, una disminución de aproximadamente medio millón de euros.

Para obtener el resultado mencionado, el algoritmo ha definido los valores de la RG que se muestran en el cuadro 4. Para los volúmenes de Monte Su Rei y Nuraghe Arrubiu son valores pequeños respecto de sus máximos (323 y 300 hm^3, respectivamente). En Is Barrocus, el volumen obtenido es mayor al que estaba definido (5 hm^3), pero sin alcanzar el máximo (12.25 hm^3). En el caso de Sulcis, se obtiene un valor inferior al actual (2 hm^3) y lejos de su valor máximo (8.25 hm^3). Para acabar, en los embalses de Punta Gennarta y Medua Zirimilis (en Cixerri) se ha conseguido disminuir los volúmenes respecto de sus valores máximos (12.7 y 16.7 hm^3, respectivamente).

Scatter Search

Empleando el algoritmo *Scatter Search* se han realizado 3 999 evaluaciones de la función objetivo y la solución óptima obtenida es aquella que presenta tres demandas con déficit y un coste medio anual de bombeo de 3 251 280.22 €. El valor de la función objetivo alcanzada es 0.579.

En este caso, en el cuadro 5 se presentan los resultados para dos alternativas de gestión: la obtenida como solución óptima por el algoritmo (tres demandas con déficit) y otra con un menor

Cuadro 4. Volúmenes (hm^3) que definen la RG obtenida por el algoritmo *SCE-UA*.

Monte Su Rei	Nuraghe Arrubiu	Is Barrocus	Sulcis	Punta Gennarta	Medau Zirimilis
36.043	10.064	8.455	1.089	7.787	13.134

Cuadro 5. Resumen de resultados para las dos alternativas analizadas (déficits (%) y coste de bombeo) con el Scatter Search.

Núm. de demandas déficit	3	4
Coste de bombeo	3 251 280.22 €	3 205 080.61 €
GUS-C	47.04	47.04
LEN-A	80.19	80.19
GIO-A	85.15	85.15
IGL-A	0	3.25

coste medio anual de bombeo, pero con cuatro demandas que sufren déficits. Como se puede apreciar en dicho cuadro, los déficits son prácticamente iguales en ambas alternativas, sólo que para que la demanda IGL-A no sufra déficits, es necesario un ligero incremento del coste medio anual de bombeo.

El cuadro 6 muestra las RG para las dos alternativas analizadas en el cuadro anterior. Los valores de los volúmenes de las RG son bastante similares en ambas alternativas, la única diferencia importante es el nivel en Nuraghe Arrubiu, en donde se define un valor de casi 42 hm^3 para conseguir tres demandas con déficit, en vez de cuatro.

Comparativa de algoritmos

En este punto se quieren mostrar las similitudes y diferencias entre los dos algoritmos evolutivos analizados: el *SCE-UA* y el *Scatter Search*. En primer lugar, se puede apreciar cómo el número de iteraciones del *SCE-UA* es inferior al del *Scatter Search*, con lo que, sin considerar otro aspecto, se podría decir que el primero es más eficiente.

Atendiendo a la función objetivo y, por tanto, a los resultados obtenidos, las opciones elegidas por los algoritmos son más óptimas, en términos de déficits y costes de bombeo, que la gestión actual del sistema. Ambos algoritmos consiguen reducir el número de demandas que sufren déficit de cuatro a tres. Las demandas que presentan los mismos déficits (GUS-C, LEN-A y GIO-A) muestran iguales valores de los máximos déficits anuales. Sin embargo, el *SCE-UA* obtiene un coste medio anual de bombeo inferior al de la alternativa del *Scatter Search*; es decir, el *SCE-UA* obtiene mejores resultados.

En la figura 4 se aprecia que las soluciones encontradas por el *Scatter Search* se concentran en determinados valores de los costes medios anuales de bombeo a diferencia de la distribución más o menos homogénea que se obtiene con el *SCE-UA*; esto es, hay rangos del coste medio anual de bombeo que el *Scatter Search* no analiza o no obtiene soluciones.

Comparando los valores de las RG del *Scatter Search* (cuadro 6) con los del *SCE-UA* (cuadro 4), los primeros son algo superiores, salvo para los volúmenes de Monte Su Rei y Nuraghe

Cuadro 6. Volúmenes (hm^3) que definen las RG de las alternativas analizadas.

Demandas con déficit	Monte Su Rei	Nuraghe Arrubiu	Is Barrocus	Sulcis	Punta Gennarta	Medau Zirimilis
3	35.73	41.789	8.011	5.619	12.226	15.99
4	51.391	0	8.873	4.732	12.7	16.7

Arrubiu. Con esto se puede apreciar cómo para volúmenes menores en Is Barrocus, Sulcis, Punta Gennarta y Medau Zirimilis, y por tanto menos restrictivos, se pueden alcanzar resultados iguales o más óptimos de la gestión si se definen correctamente los V_{obj} de Monte Su Rei y Nuraghe Arrubiu. Estos resultados también indican cómo distintas combinaciones de los parámetros que definen la RG pueden alcanzar resultados igual de óptimos.

Conclusiones

El artículo muestra la comparativa de dos algoritmos evolutivos para la optimización de reglas de gestión en sistemas multiembalse, acoplándolos con una red de flujo. Esta metodología permite obtener un conjunto de alternativas de gestión, entre ellas, algunas más óptimas que las que actualmente se emplean en el sistema, en términos de déficits en las demandas y en costes de bombeo. Los algoritmos de optimización comparados han sido el *SCE-UA* y el *Scatter Search*. La simulación de la gestión se ha llevado a cabo con el programa *SIMGES*, basado en una red de flujo, que forma parte de Sistema Soporte a la Decisión *AQUATOOL*.

Dicha metodología se ha aplicado sobre el sistema de recursos hídricos Tirso-Flumendosa-Campidano en Cerdeña, Italia. Los resultados obtenidos muestran una gestión más óptima del sistema con menor número de demandas con déficit y menor coste económico del bombeo. Este hecho se observa en los resultados de ambos algoritmos; empero, el *SCE-UA* parece ser más eficiente (menos iteraciones), además de llegar a una solución más óptima que la del *Scatter Search*.

Por último, esta metodología ayuda a los usuarios y a los gestores del sistema a decidir la mejor o más conveniente gestión de dicho sistema.

Agradecimientos

Los autores desean dar las gracias a la Universidad de Cagliari (Cerdeña) y a la Agencia de Cuenca de Cerdeña (Ente Acque Della Sardegna-ENAS) por los datos proporcionados en el desarrollo de este estudio. Al Ministerio de Ciencia e Innovación de España (Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, CICYT) por la financiación de los proyectos NUTEGES (VI Plan Nacional de I+D+i 2008-2011, CGL2012-34978). Los autores también quieren dar las gracias a la Comisión Europea (Directorate-General for Research & Innovation) por la financiación del proyecto DROUGHT-R&SPI (programa FP7-ENV-2011, proyecto 282769) y al proyecto ENHANCE (FP7-ENV-2012, proyecto 308438).

Referencias

Ahmed, J. A., & Sarma, A. K. (2005). Genetic Algorithm for Optimal Operating Policy of a Multipurpose Reservoir. *Water Resources Management*, *19*, 145-161.

Akter, T., & Simonovic, S. P. (2004). Modelling Uncertainties in Short-Term Reservoir Operation Using Fuzzy Sets and a Genetic Algorithm. *Hydrological Science Journal*, *49*(6), 1079-1081.

Andreu, J., Solera, A., Capilla, J., & Ferrer, J. (1992). Modelo SIMGES de simulación de la gestión de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta. Manual de usuario. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.

Andreu, J., Solera, A., & Paredes, J. (1996). AQUATOOL SSD para planificación de cuencas. Manual de usuario v.1.0. DIHMA. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.

Bhaskar, N. R., & Whitlach Jr., E. E. (1980). Deriving of Monthly Reservoir Release Policies. *Water Resources Research*, *16*(6), 987-993.

Bower, B. T., Hufschmidt, M. M., & Reedy, W. H. (1962). *Operation Procedures: Their Role in the Design and Implementation of Water Resource Systems by Simulation Analysis* (pp. 443-458). Chap. 11. In A. Maass et al (Eds.). *Design of Water Resource Systems*. Cambridge, USA: Harvard University Press.

Cai, X., Mckinney D. C., & Lasdon L. S. (2001). Solving Nonlinear Water Management Models Using a Combined Genetic Algorithm and Linear Programming Approach. *Advances in Water Resources*, *24*, 667-676.

CHJ (1998). *Plan Hidrológico del Júcar*. Júcar, España: Confederación Hidrográfica del Júcar, Ministerio de Medio Ambiente.

Clark, E. J. (1956). Impounding Reservoirs. *J. Am. Water Works Assoc.*, *48*(4), 349-354.

DICTUC (2010). *Análisis integrado de gestión en cuenca del río Copiapó*. Informe Técnico (Technical Report). Santiago, Chile: División de Ingeniería Hidráulica y Ambiental DICTUC para la Dirección General de Aguas. Recuperado de http://documentos.dga.cl/ADM5220v1.pdf.

Dougherty, D. E., & Marryott, R. A. (1991). Optimal Groundwater Management 1. Simulated Annealing. Water Resources Research, 27(10), 2493-2508.

Duan, Q., Sorooshian, S., & Gupta, V. (1992). Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models. Water Resources Research, 28(4), 1015-1031.

Elferchichi, A., Gharsallah, O., Nouiri, I., Lebsi, F., & Lamaddalena, N. (2009). The Genetic Algorithm Approach for Identifying the Optimal Operation of a Multi-Reservoirs on-Demand Irrigation System. *Biosystems Engineering*, *102*(3), 334-344.

Ford, C. R., & Fulkerson, D. R. (1962). *Flow in Networks*. Princeton, USA: Princeton University Press.

Glover, F. (1977). Heuristics for Integer Programming using Surrogate Constraints. Decision Sciences, 8, 156-166.

Goldberg, D. E., & Kuo, C. H. (1987). Genetic Algorithms in Pipeline Optimization. *Journal of Computing in Civil Engineering*, *1*(2), 128-141.

Guo, Y., Walters, G. A., & Savic, D. A. (2008). Optimal Design of Storm Sewer Networks: Past, Present and Future. Proc., 11th Int. Conference on Urban Drainage, IWA Pub., London.

IPH (2008). *Instrucción de planificación hidrológica*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. BOE 229 de 22/09/2008.

Jamieson, D. G. (1997). Special Issue on Decision-Support Systems (DSS). *Journal of Hydrology*, *177*(3-4). Comment. Recuperado de http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169497825590.

Johnson, S. A., Stedinger, J. R., & Staschus, K. (1991). Heuristic Operating Policies for Reservoir System Simulation. Water Resources Research, 27(5), 673-685.

Karamouz, M., Szidarousky, F., & Zahraire, B. (2000). *Water Resources System Analysis*. Boca Raton, USA: Lewis Publishers, CRC Press.

Kuczera, G. (1993). Network Linear Programming Codes for Water-Supply Headworks Modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, *119*, 412–417.

Labadie, J. W. (2004). Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management*, *130*(2), 93-111.

Loucks, D. P., & Sigvaldason, O. T. (1982). Multiple Reservoir Operation in North America (pp. 1-103). In Z. Kaczmarck & J. Kindler (Eds.). *The Operation of Multiple Reservoir Systems*. Luxemburgo, Austria: IIASA Collaborative Proceedings Series. International Institute for Applied Systems Analysis. CP-82-53.

Lund, J., & Ferreira, I. (1996). Operating Rule Optimization for Missouri River Reservoir System. *Journal of Water Resources Planning and Management*, *122*(4), 287-295.

MIMAM (2000). *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas.

Moeini, R., Afshar, A., & Afshar, M. H. (2010). Fuzzy Rule-Based Model for Hydropower Reservoirs Operation. *Int. J. Electr. Power Energy Syst.*, *33*(2), 171-178.

Muleta, M. K., & Nicklow, J. W. (2005). Decision Support for Watershed Management Using Evolutionary Algorithms. Journal of Water Resources Planning and Management, 131(1), 35-44.

Murthy, Z. V. P., & Vengal, J. C. (2006). Optimization of a Reverse Osmosis System Using Genetic Algorithm. Sep. Sci. Technol., 41(4), 647-663.

Nicklow, J., Reed, P., Savic, D., Dessalegne, T., Harrell, L., Chan-Hilton, A., Karamouz, M., Minsker, B, Ostfeld, A., Singh, A., & Zechman, E. (2010). State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, *136*(4), 412-432.

Oliviera, R., & Loucks, D. P. (1997). Operating Rules for Multiresservoir Systems. *Water Resources Research*, *33*(4), 839-852.

RAS (2013). Final Report of the RAS Project: Decision Support System Models Development for Multi-Use Water Resource Systems in Water Scarcity Conditions Using Mixed Simulation-Optimization Techniques. In press.

Young, G. (1967). Finding Reservoir Operating Rules. *J. Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, *93*(6), 297-321.

Dirección institucional de los autores

M.C. Néstor Lerma
Dr. Javier Paredes-Arquiola
Dr. Joaquín Andreu
Dr. Abel Solera

Universitat Politècnica de València
Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente
Camino de Vera s/n
46022 Valencia, España
Teléfono: +34 (96) 3879 612, extensiones 79892, 77614, 79612
nestorlerma@upv.es
jparedea@hma.upv.es
ximoand@upvnet.upv.es
asolera @ upvnet.upv.es

Haga clic aquí para escribir al autor

Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real

• Noelia Alasino* • Florencia Nadal • Laura Primo • Pablo Bollo •
• Nancy Larrosa •
Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
*Autor de correspondencia

Resumen

Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., & Larrosa, N. (mayo-junio, 2015). Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 93-104.

En este trabajo se presentan resultados del estudio de un humedal de flujo subsuperficial horizontal con *Cortadeira selloana* construido en el año 2010 para tratar el efluente cloacal generado en una dependencia de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. La construcción del mismo se realizó con el objetivo de analizar la factibilidad de tratar los efluentes cloacales de una vivienda tipo, por lo que se construyó a escala real con un área superficial de 10 m^2, aproximadamente. Se calculó el valor de la constante cinética de remoción de materia orgánica y se diseñó un *software* de simulación que permite evaluar distintas situaciones hipotéticas considerando al sistema como un reactor flujo pistón (RFP). También se realizó un ensayo con trazador conservativo para determinar la distribución del tiempo de residencia (DTR) y el comportamiento hidrodinámico del flujo. Como resultado, se pudo detectar que el sistema en estudio no se comporta según el modelo hidrodinámico supuesto para su diseño, sino que se asemeja a un sistema conformado por dos reactores flujo pistón con dispersión en paralelo. Se obtuvo una constante de reacción para la eliminación de materia orgánica, considerando un modelo de RFP y una cinética de remoción de primer orden de $k = 0.115\ d^{-1}$. La simulación permitió conocer a priori la concentración de materia orgánica del efluente del humedal para situaciones de interés. Se destaca la importancia de realizar estudios en sistemas de una escala mayor a pruebas pilotos, tal como se realizó en el presente trabajo (en el cual el sistema se hizo a escala real), y monitorearlos en el tiempo, ya que las raíces de la vegetación, acumulación de sólidos, asentamiento de la grava y depresiones en el suelo por el peso de la celda son factores que hacen que el sistema se modifique y cambie su morfología y por lo tanto cambie su capacidad depurativa.

Palabras clave: humedal construido, *Cortadeira selloana*, comportamiento hidráulico, constante cinética.

Abstract

Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., & Larrosa, N. (May-June, 2015). Kinetic and Hydraulic Behavior of a Full-Scale Constructed Wetland. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 93-104.*

This work presents the results from the study of horizontal subsurface flow in a constructed wetland with Cortadeira Selloana. The wetland was built in 2010 to treat waste generated by a facility belonging to the National University of Cordoba, Argentina. It was constructed to analyze the feasibility of treating wastewater generated by housing, and was therefore built at full-scale with an area of approximately 10 m^2. The kinetic constant for removing organic matter was calculated and simulation software was designed to evaluate different hypothetical situations considering a piston flow reactor system. A conservative tracer test was also performed to determine the distribution of residence time and the hydrodynamic behavior of the flow. As a result, it was determined that the system does not behave according to the hydrodynamic design model but rather as a system composed of two piston flow reactors with parallel dispersion. A reaction constant was obtained for the removal of organic matter based on a piston flow reactor model and a first-order removal kinetics of $k = 0.115\ d^{-1}$. The simulation identified a priori the concentration of organic matter in the effluent from the wetland for the situations of interest. The importance of studies using scales that are larger than pilot tests is highlighted (as was done in the present study using a full-scale system), as well as monitoring them over time, given that the vegetation roots, accumulation of solids, settling of gravel and soil depressions from the weight of the cell change the system and its morphology and, therefore, its purification capacity.

Keywords: *Constructed wetland,* Cortadeira selloana, *hydraulic behavior, kinetic constant.*

Recibido: 07/08/2013
Aceptado: 12/02/2015

Introducción

Los humedales artificiales son sistemas de fitodepuración de aguas residuales. El sistema consiste en el desarrollo de un cultivo de macrófitas de hojas flotantes o enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizado. La acción de las macrófitas hace posible una serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas, a través de las cuales el agua residual afluente es depurada progresiva y lentamente (Delgadillo, Camacho, Pérez, & Andrade, 2010).

El tratamiento de efluentes por humedales puede ser descrito como un tratamiento biológico y microbiológico, donde la materia orgánica de las aguas residuales es metabolizada por las bacterias del sistema. El oxígeno necesario para el metabolismo aerobio de estos microorganismos es aportado por la fotosíntesis de las plantas a través de sus raíces y rizomas. La sedimentación (en regiones de flujo lento), adsorción en las partículas de suelo y en los sistemas de raíces y otras partes de plantas, fotooxidación, captación directa de la planta e intercambio catiónico también son importantes mecanismos de remoción de contaminantes (Woodard and Curran, Inc., 2011).

Los humedales han cobrado relevancia en la ingeniería sanitaria debido a que son sistemas que permiten una muy flexible localización de sitio, optimización del tamaño según la carga contaminante y tratamiento de una gran cantidad de aguas residuales. Constituyen una solución de bajo costo ampliamente utilizada en el mundo para el tratamiento secundario y/o terciario de diferentes tipos de aguas residuales (Vymazal, 2009).

Los humedales construidos para el tratamiento de agua residual se han clasificado de manera tradicional en dos tipologías, atendiendo a si la circulación del agua es de tipo subterránea o superficial.

En los humedales de flujo superficial (HFS) el agua está expuesta directamente a la atmósfera, con una profundidad máxima de 0.4 m y circula de modo preferente a través de los tallos de las plantas.

En los humedales de flujo subsuperficial (HFSS), la circulación del agua es subterránea, a través de un medio granular con una profundidad de alrededor de 0.6 m, y en contacto con los rizomas y raíces de las plantas que crecen gracias a los espacios de la porosidad de la grava. Los humedales de flujo subsuperficial se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales (HFSSH) o verticales (HFSSV).

Los humedales, durante el transcurso del tiempo, pueden cambiar las condiciones bajo las cuales fueron diseñados y construidos, cambiando su morfología y, con esto, su conductividad hidráulica y porosidad, incidiendo de forma notable en los resultados esperados.

En este trabajo se presentan los resultados de estudios realizados en un humedal construido —con *Cortadeira selloana* en el mes de junio de 2010— para tratar los efluentes cloacales generados en una dependencia de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, y de una vivienda familiar situada de manera contigua al mismo (-31° 26′ 21.29″, -64° 11′ 28.47″).

Para el diseño del humedal y cálculo de sus dimensiones se utilizó la metodología de Reed, Miledlebrooks y Crites (1995), que considera al humedal como un RFP con cinética de degradación de materia orgánica de primer orden (ecuación (1)):

$$\frac{DBO_5\ \text{efluente}}{DBO_5\ \text{afluente}} = e^{-k\tau} \qquad (1)$$

donde DBO_5 efluente y DBO_5 afluente son las concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el efluente y afluente, respectivamente; k, la constante de velocidad cinética, y τ es el tiempo de retención hidráulica. Para el cálculo de τ se aplicó la ecuación (2):

$$\tau = \frac{(LWh)\varepsilon}{\nu} \qquad (2)$$

donde L es el largo; W, el ancho; h, la profundidad del humedal; ε, la porosidad del lecho, y ν es el caudal volumétrico del efluente.

Se consideró para su diseño un caudal (v) de 700 l/d (consumo de agua promedio de las dos instalaciones al momento de la construcción). El resto de los valores se tomaron según recomendaciones bibliográficas. Se consideró una DBO_5 afluente de 240 mgO_2/l; DBO_5 efluente de 30 mgO_2/l (valor exigido por la DIPAS (1999) para descarga directa en embalse); ε de 0.38; *k* de 0.73 d^{-1} (Lara-Borrero, 1999); *h* de 0.5 m, y relación $L/W = 3$. El área resultante de este humedal fue de unos 10 m^2, con 2.1 m de ancho y 5.1 m de largo. El caudal de diseño y volumen de la celda arrojó un tiempo de residencia hidráulico teórico de 2.9 días (Nadal, 2010; Nadal *et al.*, 2012).

Durante los ocho primeros meses desde su construcción (desde julio de 2010 hasta febrero de 2011), el humedal trató agua residual doméstica con un caudal promedio de 700 l/d proveniente de las instalaciones sanitarias de la dependencia de la universidad y la vivienda. A partir de marzo de 2011, la vivienda fue deshabitada y el caudal de ingreso al humedal disminuyó a unos 222 l/d promedio. En la figura 1 se muestran fotografías del humedal construido.

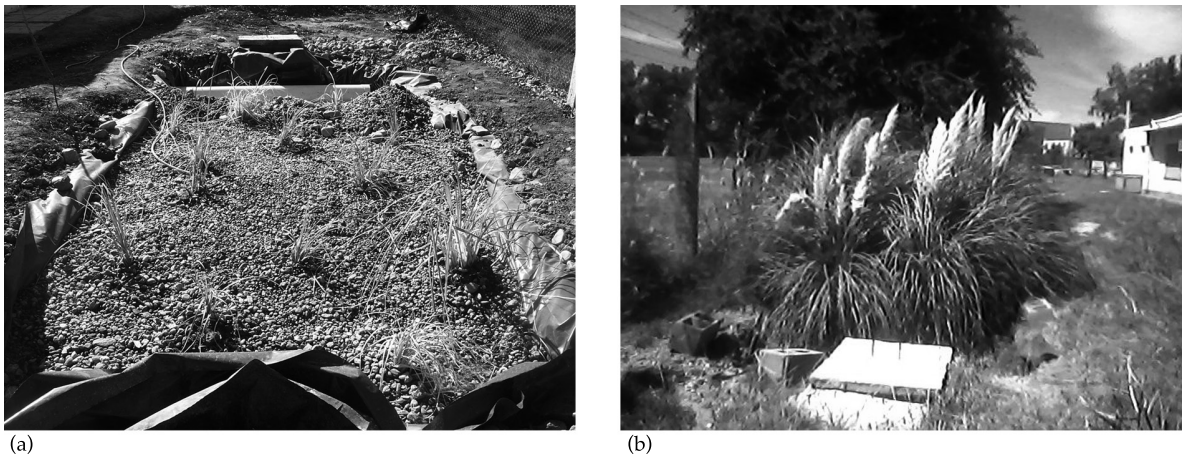
Materiales y métodos

Durante los años 2011 y 2012 se llevaron a cabo diversos estudios que permitieron evaluar el funcionamiento del sistema: comportamiento hidrodinámico, evaluación cinética y simulaciones de situaciones hipotéticas mediante un *software* diseñado para tal fin.

Ensayo de trazador para determinación de τ experimental y evaluación hidrodinámica

La evaluación hidrodinámica es una herramienta útil para conocer el comportamiento que describe el sistema en la práctica y así ajustarlo al modelo de reactor o combinación de reactores que mejor se aproxime. Para ello es preciso realizar ensayos con trazadores no conservativos, con el fin de obtener la curva de distribución de tiempos de residencia (DTR) (Hincapié-Marín, 2007). Esta curva se compara luego con las curvas teóricas de los modelos de flujo pistón (RFP), flujo pistón con dispersión (RFPD) o una combinación de ellos con reactores mezcla completa (RMC).

Para la evaluación hidrodinámica se empleó la curva DTR siguiendo el método descrito en Levenspiel (2002). Como trazador se utilizó NaCl, inyectándose al sistema de manera instantánea a la entrada del humedal 300 g de la sal disueltos en dos litros de agua. Cada día se midieron la conductividad y caudal del efluente hasta observar los valores normales de



(a) (b)

Figura 1. Fotografía del humedal construido con *Cortadeira selloana*: a) en 2010, b) en 2012.

conductividad del agua residual tratada. Para la medición de conductividad se utilizó una sonda multiparamétrica marca Horiba U-10. Luego se calculó el tiempo de retención hidráulico medio (t_M), según la ecuación (3), y se construyó la curva E normalizada (E_θ), normalizando el tiempo y la concentración del trazador mediante las ecuaciones (4) y (5):

$$t_M = \frac{\Sigma\left(t_i \Delta t_i C_i\right)}{\Sigma\left(\Delta t_i C_i\right)} \quad (3)$$

donde t_i y C_i son los tiempos y concentraciones de sal obtenidos en el transcurso del ensayo:

$$\theta = \frac{t_i}{t_M} \quad (4)$$

$$E_\theta = \left(\frac{C_i}{\sum C_i \, \Delta t_i}\right) t_M \quad (5)$$

siendo θ el tiempo normalizado. Por último se comparó la curva E_θ *vs.* θ obtenida en el ensayo, con curvas E_θ normalizadas para patrones de flujo de RFP ideal, RFP con dispersión y con n reactores de mezcla completa conectados en serie o combinaciones de éstos.

Evaluación cinética

Los humedales artificiales pueden considerarse como reactores biológicos y su rendimiento ser estimado mediante una cinética de primer orden (ecuación (1)) para la remoción de DBO_5, material en suspensión u otro contaminante, como el nitrógeno. Para la evaluación de la constante cinética se asumió una reacción de primer orden (Kadlec, 2003; Francia, *Camarena, & Guzmán*, 2002; Reed *et al*., 1995) y se utilizaron las concentraciones de DBO_5 afluente y DBO_5 efluente obtenidos en ensayos realizados según APHA (APHA, AWWA, WEF, 2005), a partir de los 15 meses de construido el humedal, con una variación en el tiempo entre cada ensayo de unos tres meses (en septiembre y diciembre de 2011, y en marzo y mayo de 2012). Luego se validó dicha constante de reacción k con los datos registrados en 2010, cuando el caudal de alimentación era diferente (en 2010 era de 700 l/d y desde febrero de 2011 fue de unos 222 l/d).

Desarrollo de software *de simulación*

Se desarrolló un programa de simulación escribiendo un modelo matemático en el lenguaje *Visual Basic 6.0* de Microsoft con las ecuaciones (1) y (2) (es decir, considerando que el sistema puede ser modelado como un RFP) y la constante cinética obtenida. Este programa permite ensayar el comportamiento del sistema en estudio y de otros humedales análogos en diferentes situaciones. Permite simular escenarios para calcular y graficar la DBO_5 efluente, modificando cualquiera de las siguiente cinco variables: dimensiones L, W y h del humedal; porosidad ε del medio; caudal diario del afluente ν; DBO_5 afluente o las precipitaciones. Todas estas variables afectan el tiempo de residencia del efluente en el sistema (θ), y por lo tanto son determinantes en la DBO efluente y la capacidad de remoción del humedal. Para poder graficar la DBO_5 efluente en función de una de las variables, se deben introducir como datos las otras cuatro. Para simular la situación de lluvia se aplican las ecuaciones (6) y (7), a fin de contemplar el aumento de caudal y la dilución del afluente (considerando que toda el agua aportada por las lluvias ingresa a la entrada del humedal):

$$\tau = \left[\frac{(LWh)\varepsilon}{\nu + \dfrac{\text{mm lluvia}\, LW}{1000}}\right] \quad (6)$$

$$DBO_{5\,\text{afluente aparente}} = \left[\frac{DBO_5 \text{afluente}\ \nu}{\nu + \dfrac{\text{mm lluvia}\, LW}{1000}}\right] \quad (7)$$

donde τ está expresado en días y DBO_5 afluente aparente es la DBO_5 que tendría el afluente si se diluyera con el agua aportada por la lluvia cada día.

Resultados y discusión

Determinación de la τ experimental del HAFS y modelo de flujo actual

La figura 2 muestra la curva de distribución de tiempo de residencia realizada luego de 28 meses de construido el humedal, en octubre de 2012. A partir del análisis de la misma se obtuvo un t_M de 11.7 días.

Comparando la curva E_θ obtenida (figura 2) y las curvas E_θ de reactores no ideales (Levenspiel, 2002), se pudo ver la similitud de ésta con la curva E_θ, correspondiente a reactores con "flujo en caminos paralelos". Advirtiendo esta similitud y observando en la curva E_θ obtenida la existencia de dos picos acampanados, se propone un modelo hidrodinámico para el humedal en estudio, formado por dos RFP con dispersión en paralelo. El primer pico de la curva da indicios de un RFP con flujo más rápido y, por su menor altura, una menor fracción de flujo respecto al segundo RFP más lento. Se propuso que cada uno de los RFP pueda ser representando por una función de distribución normal ($f1(\theta)$ y $f2(\theta)$), caracterizada por sus parámetros *media* (que representarían el tiempo de residencia normalizado de cada reactor) y *desviación estándar* (que representaría la dispersión de cada uno de éstos). Se propuso que la suma ponderada de $f1(\theta)$ y $f2(\theta)$, según la fracción de flujo, dé como resultado una función $f(\theta)$ (ecuación (8)):

$$a\, f1(\theta) + b\, f2(\theta) = f(\theta) \qquad (8)$$

con a y b, factores de ponderación de las funciones $f1(\theta)$ y $f2(\theta)$, respectivamente. Por último, se hace uso de la herramienta *Solver* de Excel para optimizar los parámetros de $f1(\theta)$ y $f2(\theta)$, a fin de obtener la mayor correlación (R^2) entre la función $f(\theta)$ y la curva E_θ del humedal (figura 3). Los parámetros de $f1(\theta)$ y $f2(\theta)$ buscados fueron los tiempos medios de residencia θ_1 y θ_2

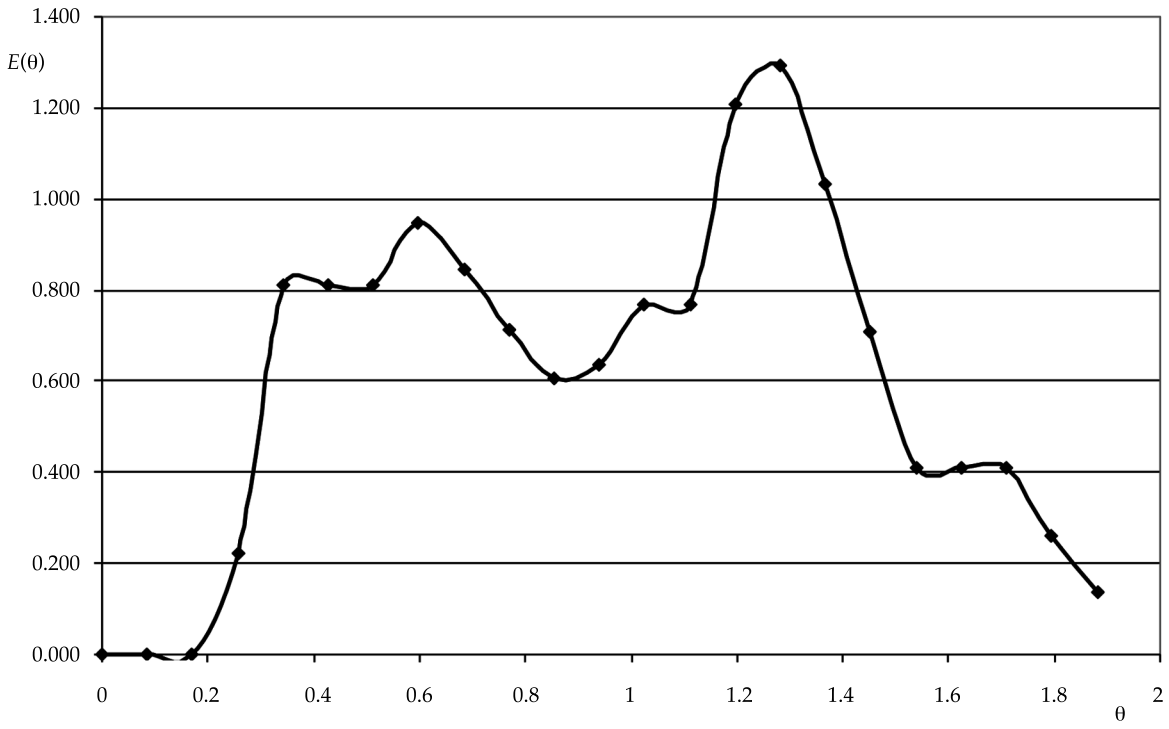


Figura 2. Curva *E* normalizada obtenida luego de 28 meses de construido el humedal.

(ecuaciones (9a) y (9b)), y desviaciones estándar $\sigma_{\theta 1}$ y $\sigma_{\theta 2}$ (ecuaciones (10a) y (10b)).

$$\theta_1 = \frac{t_{M1}}{t_M} \quad (9a)$$

$$\theta_2 = \frac{t_{M2}}{t_M} \quad (9b)$$

$$\sigma_{\theta 1} = \sqrt{2\frac{D_1}{u_1 L}} \quad (10a)$$

$$\sigma_{\theta 2} = \sqrt{2\frac{D_2}{u_2 L}} \quad (10b)$$

siendo D el coeficiente de dispersión longitudinal, u la velocidad media de flujo y L la longitud del reactor.

Para el modelo mencionado de dos RFP con dispersión en paralelo se obtuvo un θ_1 de 0.550 y un módulo de dispersión ($D/\mu l$) de 0.194 para el primer RFP y la fracción de flujo (parámetro a de la ecuación (8)) de 0.400; mientras que para el segundo RFP, el θ_2 obtenido fue de 1.257; el módulo de dispersión ($D/\mu l$) de 0.246 y la fracción de flujo (parámetro b de la ecuación (8)) de 0.600. El valor de R^2 encontrado en la optimación fue de 0.896, indicando una muy buena correlación entre la función $f(\theta)$ y la curva E_θ del humedal.

Evaluación cinética. Determinación de la constante de reacción k para remoción de DBO_5

Con el tiempo de residencia medio experimental (11.7d) y la ecuación (1) se calculó la constante cinética, utilizando las concentraciones de DBO_5 afluente y DBO_5 efluente medidas entre septiembre de 2011 y mayo de 2012. Con los valores

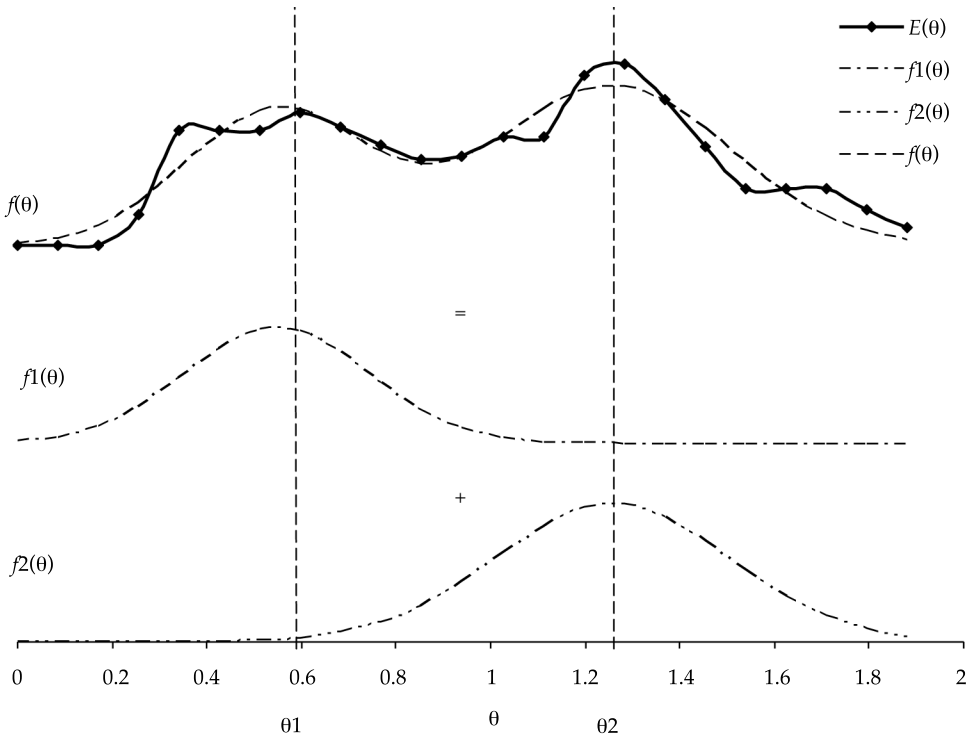


Figura 3. Modelo para evaluar la hidrodinámica del humedal; $f1(\theta)$ y $f2(\theta)$: funciones de distribución normal que representan los RFP del modelo; θ_1 y θ_2: tiempos de residencia normalizados para los RFP.

de *k* calculados se determinó un valor promedio y se calculó la DBO_5 teórica del efluente, para determinar si este promedio puede representar el conjunto; caso contrario, se eliminan los valores con grandes desviaciones respecto al resto (cuadro 1).

Se descartaron las determinaciones correspondientes al mes 15 (septiembre de 2011) por introducir una diferencia mayor a 25% entre la DBO_5 efluente medida y la estimada con el promedio de *k*. Por lo tanto, se determinó como constante de reacción *k* para la remoción de DBO_5 el promedio de las *k* calculadas para los meses 18, 21 y 23. Este valor resultó en $k = 0.115$ 1/d.

Programa de simulación del HFSSH

Las figuras 4 y 5 muestran la interfaz visual del *software* de simulación. Los rangos que admite el programa de simulación son los siguientes: un volumen de la celda ($L^* W^* h$) de 0 a 16 m^3; una porosidad (ε) de 0.3 a 0.6; un caudal diario (ν) de 0 a 1 m^3/d; DBO_5 afluente de 0 a 400 mg O_2/l, y lluvias de 0 a 60 mm/d. Cabe destacar que el modelo sólo puede utilizarse en humedales que empleen para la remoción *Cortaderia selloana*, ya que ésta define la cinética del sistema y que el mismo no contempla variaciones de la remoción con la temperatura. Sin embargo, se podría hacer extensivo a otra vegetación (con

Cuadro 1. Determinación de la constante ***k*** para remoción de DBO_5.

Edad del humedal	Fecha	DBO_5 afluente (mg/l)	DBO_5 efluente (mg/l)	*k* (1/d)	DBO_5 efluente teórica con $k = 0.105$ 1/d (mg/l)	DBO_5 efluente teórica con $k = 0.115$ 1/d (mg/l)
15 meses	Sep. 2011	162.8	66.6	0.076	47.5	-
18 meses	Dic. 2011	147.5	39.93	0.112	43.0	38.4
21 meses	Marzo 2012	92	24	0.115	26.8	24.0
23 meses	Mayo 2012	90.4	22.6	0.118	26.4	23.5

$k = 0.105$ 1/d, valor promedio de *k* considerando todas las determinaciones realizadas.
$k = 0.115$ 1/d, valor promedio de *k* eliminando las determinaciones realizadas en el mes 15 (septiembre de 2011).

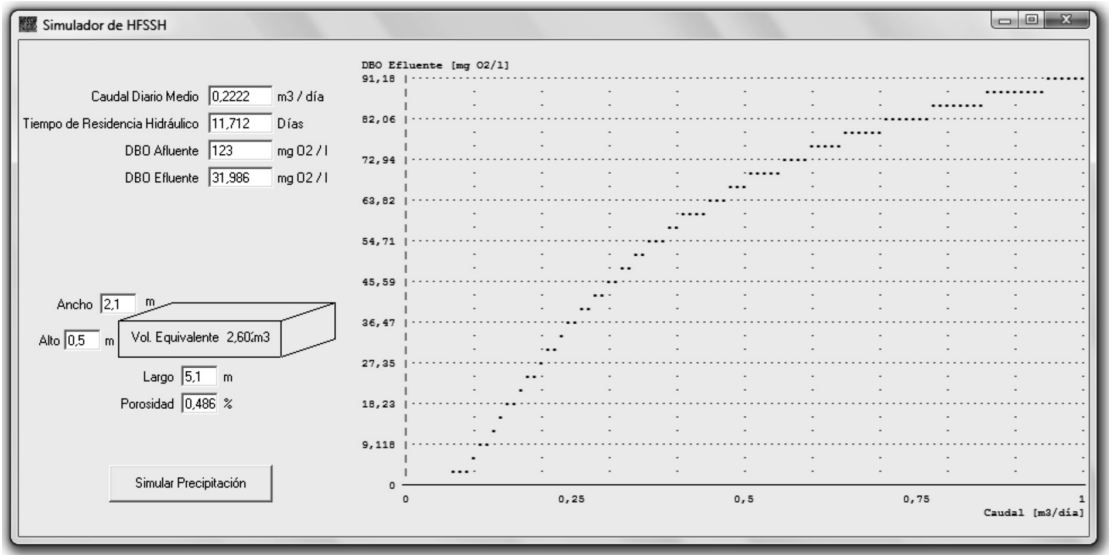


Figura 4. Simulación de la variación de DBO_5 del efluente en función del caudal.

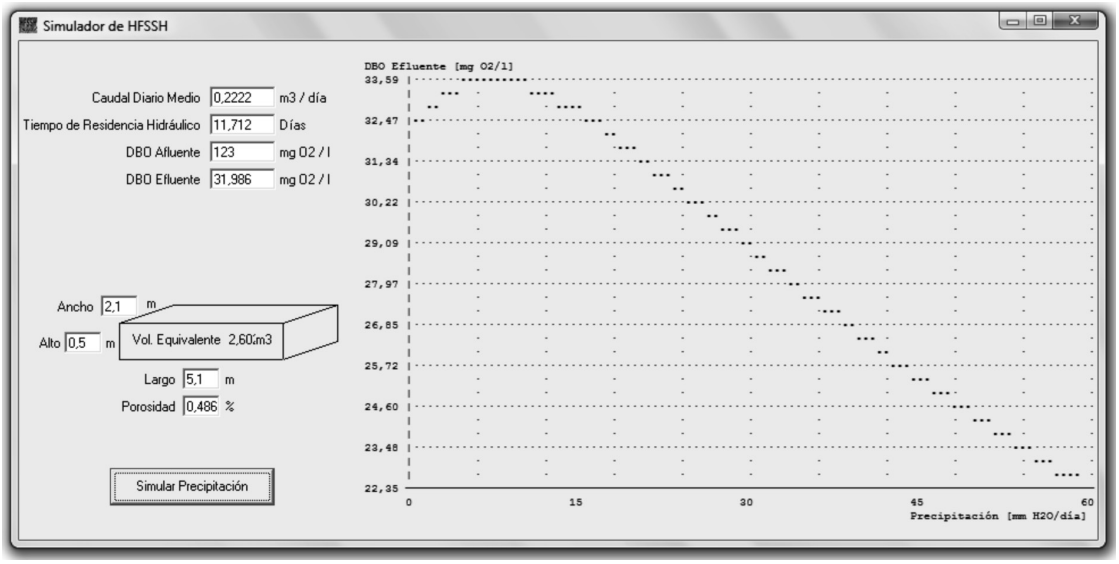


Figura 5. Simulación de la variación de DBO_5 del efluente en función de precipitaciones.

otros valores de *k*) y contemplar la variación con la temperatura, introduciendo las variables correspondientes al programa.

Evaluación de situaciones hipotéticas del HFSSH en estudio

El límite máximo de DBO_5 efluente para la calidad de las aguas residuales para descarga a cursos de agua superficial, según las "Normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la provincia de Córdoba – Decreto Provincial 415/99" es de 30 mg O_2/l. Para el sistema actual de volumen (*LWh* = 5.1 x 2.1 x 0.5) de 5.355 m^3; ε = 0.486; ν = 0.22 m^3/d; DBO_5 afluente = 123 mg O_2/l y, en ausencia de lluvias, las simulaciones dan un DBO_5 efluente de 32 mg O_2/l, y no sería apto para descarga directa a un cuerpo de agua superficial. Se simularon situaciones variando cada una de estas variables para establecer los límites admisibles.

Con precipitaciones

La figura 6 muestra la variación de DBO_5 efluente simulado para diferentes situaciones de lluvia (mm de lluvia) para el humedal en estudio. El agua aportada por la lluvia tiene dos efectos encontrados en el sistema: a) un efecto desfavorable, pues disminuye el tiempo de residencia y así la remoción de materia orgánica, aumentando el DBO_5 efluente; y b) un efecto favorable, ya que disminuye la DBO_5 afluente aparente en situaciones de lluvia (ecuación (7)) por un efecto de dilución, disminuyendo la DBO_5 efluente. El primer efecto se observa hasta valores de precipitaciones de hasta 18 mm de lluvia; sin embargo, se observa que el efecto de la dilución prioriza a partir de ese valor, obteniéndose un efluente con una DBO_5 menor que los días sin lluvia.

Con variación de DBO afluente

La figura 7 muestra la simulación realizada, variando la DBO_5 afluente y manteniendo constante el resto de las variables (volumen de 5.355 m^3; ε = 0.486; ν = 0.22 m^3/d) y ausencia de precipitaciones. El valor máximo de DBO_5 afluente admitido es de 115 mgO_2/l, para cumplir con el nivel de DBO_5 que exige el Decreto 415-99 de 30 mg O_2/l, para descarga a embalse (criterio para el cual fue diseñado el humedal).

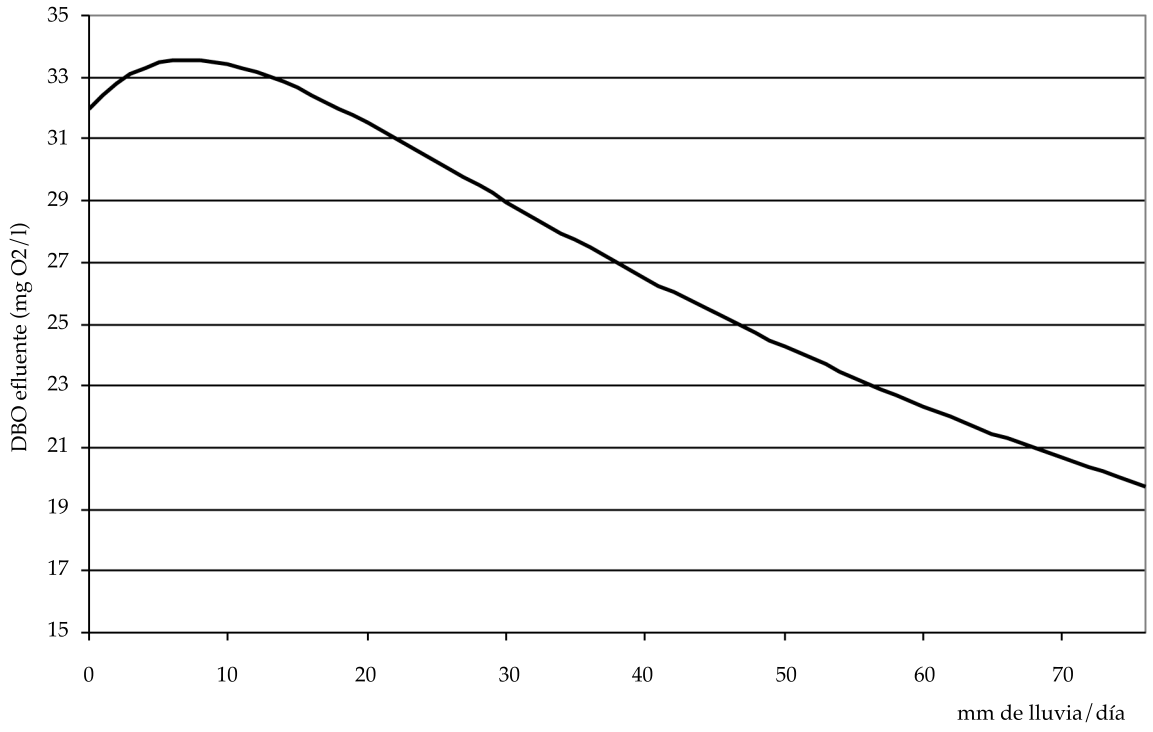


Figura 6. Simulación de la variación de la DBO_5 del efluente en función de las precipitaciones.

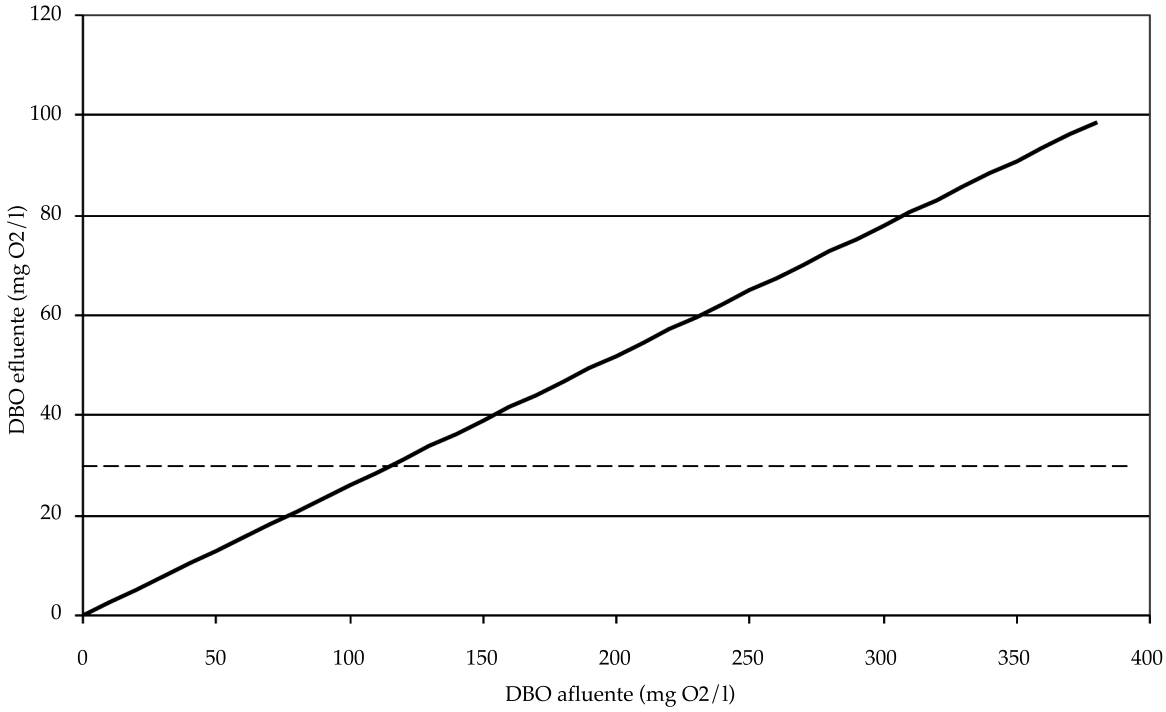


Figura 7. Simulación de la variación de DBO_5 del efluente en función de la DBO_5 del afluente.

Con variación del caudal para diferentes DBO_5 afluente

La figura 8 ilustra la variación de la DBO_5 efluente en función del caudal diario ν en caso de: a) mantenerse la DBO_5 afluente promedio; b) incrementarse en un 50%, y c) verse reducida un 50% para el humedal en estudio (volumen de 5.355 m^3; ε = 0.486) y en ausencia de precipitaciones. En la figura 8 se observa que a medida que aumenta el caudal del afluente manteniendo su DBO_5 constante, disminuye el tiempo de residencia y, por ende, baja la remoción de materia orgánica. Al variar la DBO_5 afluente, manteniendo el caudal constante, se ve afectada la DBO_5 efluente de igual manera, observándose que a mayores valores de DBO_5 afluente mayor es la DBO_5 efluente y cuanto menor es la DBO_5 en el afluente, menor en el efluente, como es de esperar. Se observa también que para cumplir con el nivel de DBO_5 efluente de 30 mgO_2/l que exige el Decreto 415-99 para una concentración de DBO afluente de 123 mgO_2/l, el valor máximo de caudal de entrada admitido es de 0.2123 m^3/d; para DBO afluente de 185.4 mgO_2/l es de 0.1647 m^3/d, y para DBO afluente de 61.5 mgO_2/l es de 0.4169 m^3/d.

Conclusiones

Mediante la evaluación hidrodinámica se detectó que el sistema en estudio modificó el comportamiento de flujo pistón ideal y evolucionó hacia un modelo de dos reactores flujo pistón con dispersión en paralelo. Como se esperaba, el sistema ya en funcionamiento se alejó del modelo ideal, pues a través del tiempo se produce una variación del volumen efectivo del humedal y cambio en su morfología debido a poros ocupados por raíces de la vegetación y acumulación de sólidos, asentamiento de la grava y depresiones en el suelo por el peso de la celda, entre otros. Este sistema con canalizaciones, semejante a dos reactores de flujo pistón en

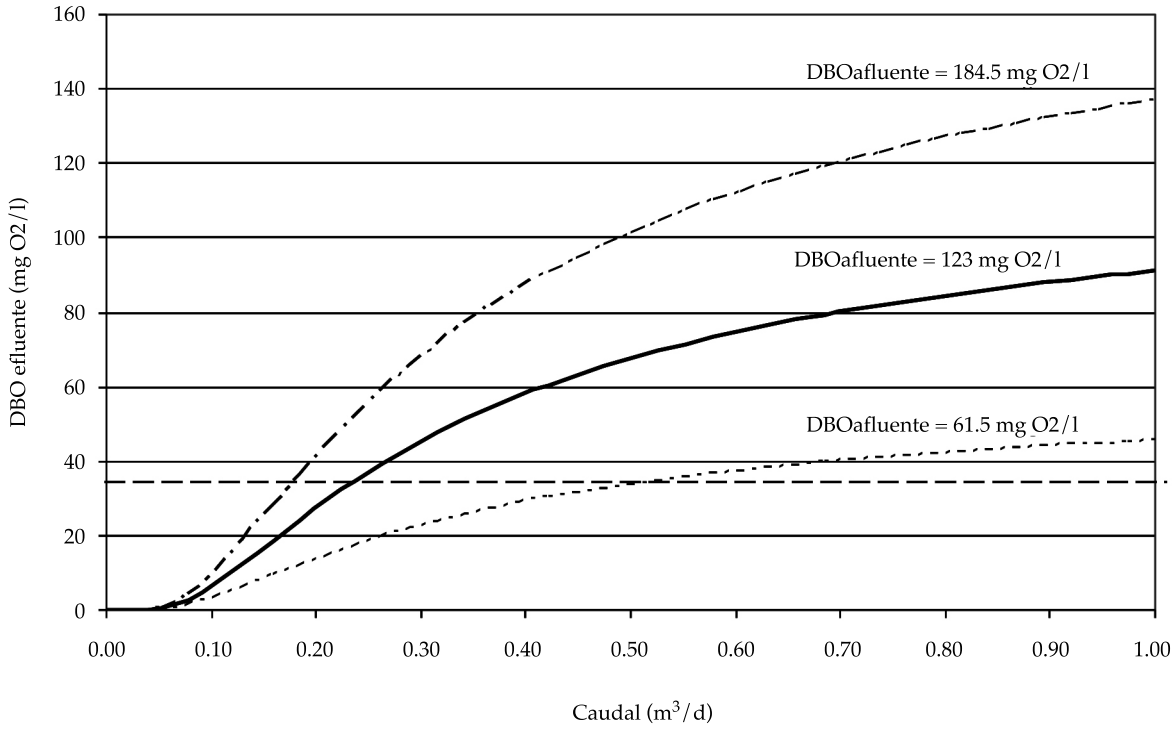


Figura 8. Variación de DBO_5 efluente en función del caudal ν, para tres DBO_5 afluente.

paralelo con dispersión, se ajustó a un modelo Gaussiano.

El cálculo de la constante cinética, tomando como modelo el RFP y las concentraciones de DBO_5 de la entrada y salida del humedal real, dio como resultado una $k = 0.115\ d^{-1}$, aproximadamente siete veces menor a la constante utilizada para el diseño. Es decir, la eficiencia de remoción no coincidió con la supuesta al inicio para el diseño, tomada de la bibliografía.

Estos dos factores, la modificación del comportamiento hidrodinámico y el cálculo de la constante cinética *real* de cada humedal, resaltan la importancia de llevar a cabo estudios con sistemas a escalas reales y evaluarlos a través del tiempo.

Si bien esta constante fue calculada mediante el modelo de flujo pistón ideal, es de gran utilidad para simular y evaluar los resultados en cuanto a la carga de materia orgánica en el efluente, factor primordial a controlar en efluentes cloacales que descargan a cuerpos de agua superficiales. La simulación permitió conocer a priori la concentración de materia orgánica del efluente del humedal para situaciones de interés, establecer los caudales y concentraciones de DBO_5 del afluente que puede tratar este humedal, así como el nivel de precipitaciones aceptables para el mismo, cumpliendo con los límites admisibles de la normativa local.

Abreviaturas

RFP: reactor flujo pistón.
HFS: humedal de flujo superficial.
HFSS: humedal de flujo subsuperficial.
HFSSH: humedal de flujo subsuperficial horizontal.
HFSSV: humedal de flujo subsuperficial vertical.
DBO_5 efluente: concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el efluente.
DBO_5 afluente: concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el afluente.
k: constante de velocidad cinética.
τ: tiempo de retención hidráulica.
L: largo del humedal.
W: ancho del humedal.
h: profundidad del humedal.
ε: porosidad del lecho.
ν: caudal volumétrico de efluente.
DIPAS: Dirección Provincial de Agua y Saneamiento.
DTR: Distribución de Tiempos de Residencia.
t_M: tiempo de retención hidráulico medio.
E_θ: curva E normalizada.
t_i: tiempo i.
C_i: concentración de sal obtenidos en el tiempo i.
θ: tiempo normalizado.
APHA: American Public Health Association.
DBO_5 afluente aparente: DBO_5 que tendría el afluente si se diluyera con el agua aportada por la lluvia diariamente.
$f1(\theta)$, $f2(\theta)$: funciones de distribución normal de los dos RFP con dispersión en paralelo.
a, b: fracciones de flujo de los RFP 1 y 2 en paralelo, respectivamente.
$f(\theta)$: función f.
θ_1, θ_2: tiempos medios de residencia de los RFP 1 y 2 en paralelo, respectivamente.
$\sigma_{\theta 1}$, $\sigma_{\theta 2}$: desviaciones estándar de los RFP 1 y 2 en paralelo, respectivamente.
D: coeficiente de dispersión longitudinal.
u: velocidad media de flujo.
$D/\mu l$: módulo de dispersión.

Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Hidráulica, en especial a su director, ingeniero Gerardo Hillman, por ofrecernos el espacio físico para llevar a cabo esta experiencia y facilitarnos los materiales necesarios.

Referencias

APHA, AWWA, WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21th Ed.).

Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba, Bolivia: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro Agua).

DIPAS (1999). *Normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la provincia de Córdoba – Decreto Provincial 415/99*. Córdoba, Argentina: Dirección Provincial de Agua y Saneamiento.

Francia, P. D., Camarena, E. A., & Guzmán, A. J. (2002). *Análisis de ecuaciones para la predicción de la reducción de la DBO_5 en el tratamiento de aguas residuales mediante pantanos artificiales de flujo subsuperficial.* México, DF: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, AIDIS.

Hincapié-Marín, D. (2007). *Cinética e hidrodinámica aplicadas, en condiciones ambientales locales, a humedales de flujo subsuperficial a escala piloto*. Pereira, Colombia: Universidad Tecnológica de Pereira.

Kadlec, R. H. (2003). Effects of Pollutant Speciation in Treatment Wetland Design. *Ecological Engineering*, *20*(1), 1-16.

Lara-Borrero, J. A. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Trabajo final. Master en Ingeniería y Gestión Ambiental. Barcelona: Instituto Catalán de Tecnología, Universidad de Politécnica de Cataluña.

Levenspiel, O. (2002). Ingeniería de las reacciones químicas (p. 638) (2a Ed.). Barcelona: Ed. Reverté.

Nadal, F. (2010). *Propuestas de sistemas de remediación sanitaria para localidades serranas: caso Potrero de Garay*. Proyecto final integrador de grado. Córdoba, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Nadal, A. F., Larrosa, N., Alasino, N., Gutiérrez, C., Severini, H., & Hillman, G. (2012). Propuestas de sistemas de remediación sanitaria para Potrero de Garay, Córdoba, Argentina (p. 39). *Libro de resúmenes del Primer Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos*, Buenos Aires, Argentina.

Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales* (p. 705). Barcelona: Ed. Reverté, S.A.

Reed, S., Miledlebrooks, J., & Crites, R. (1995). Natural Systems for Waste Management and Treatment (p. 433) (2th Ed.). New York: McGraw Hill.

Vymazal, J. (January, 2009). The Use Constructed Wetlands whit Horizontal Sub-surface Flow for Various Types of Wastewater. *Ecological Engineering*, *35*(1), 1-17.

Woodard and Curran, Inc. (2011). *Industrial Waste Treatment Handbook* (2nd Ed.). Waltham, USA: Butterworth-Heinemann Ed.

Dirección institucional de los autores

Dra. Noelia Alasino
M.C. Florencia Nadal
Ing. Laura Primo
Ing. Pablo Bollo
M.C. Nancy Larrosa

Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Av. Vélez Sarsfield 1611
Ciudad Universitaria
5000 Córdoba, Argentina
Teléfonos: +54 (351) 5353 800, int. 29783, 4682 781 y 4333 078
nalasino@efn.uncor.edu
anadal@ina.gov.ar
lauvep@gmail.com
pablob85@gmail.com
nlarrosa@efn.uncor.edu

Haga clic aquí para escribir al autor

Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Jerez, estado de Zacatecas, México

• Ernesto Patricio Nuñez-Peña* • Felipe de Jesús Escalona-Alcázar •
• Jorge Bluhm-Gutiérrez • Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz •
• Alan de la Torre-Guerrero • Emmanuel Ortega-Martínez •
Universidad Autónoma de Zacatecas, México
*Autor de correspondencia

• Antonio Cardona-Benavides •
Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

Resumen

Nuñez-Peña, E. P., Escalona-Alcázar, F. J., Bluhm-Gutiérrez, J., Ramos-De la Cruz, G. A., De la Torre-Guerrero, A., Ortega-Martínez, E. M., & Cardona-Benavides, A. (mayo-junio, 2015). Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Jerez, estado de Zacatecas, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 105-124.

Para llevar a cabo la caracterización hidrogeoquímica y determinación de la calidad del agua del acuífero Jerez se realizó la toma de 29 muestras de agua subterránea, de las cuales se determinaron las concentraciones de aniones y cationes mayores, así como elementos traza, en laboratorios de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Esta información permitió, mediante diagramas de Piper y Stiff, la definición de tres grupos de agua: bicarbonatada sódica, bicarbonatada mixta y bicarbonatada cálcica. La primera tiene el mayor tiempo de residencia relativa en el acuífero, circula a través del medio fracturado, compuesto por rocas volcaniclásticas, además considerando que tiene los mayores promedios de F y temperatura del sistema, se infiere la presencia de un sistema de flujo regional; la segunda de las familias tiene temperaturas moderadas, circula por el medio granular y se le relaciona probablemente con sistemas de flujo intermedio; por último, la familia bicarbonatada cálcica posee las menores concentraciones de Cl, firma que la categoriza con sistemas de flujo local, circula por el medio granular y es la de menor tiempo de residencia relativa del acuífero. En términos generales, el agua es de buena calidad, ya que las concentraciones de STD, SO_4, $N\text{-}NO_3$ y Cl están dentro de los límites permisible de la NOM-127-SSA1-1994, 2000; no obstante, respecto a los iones As y F, su concentración en algunos pozos localizados en las porciones centro y NE del acuífero rebasan la normatividad oficial, lo que sugiere su prohibición de uso como agua potable.

Palabras clave: hidrogeoquímica, acuífero, agua subterránea, aniones, cationes mayores, elementos traza.

Abstract

Nuñez-Peña, E. P., Escalona-Alcázar, F. J., Bluhm-Gutiérrez, J., Ramos-De la Cruz, G. A., De la Torre-Guerrero, A., Ortega-Martínez, E. M., & Cardona-Benavides, A. (May-June, 2015). Hydrogeochemical Characterization of the Jerez Aquifer, Zacatecas, Mexico. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 105-124.*

Twenty-nine groundwater samples were collected to define the hydrogeochemistry and quality of groundwater in the Jerez aquifer. These were used to determine major anions and cations as well as trace elements, in the laboratories at the Autonomous University of San Luis Potosi. Along with the use of Piper and Stiff diagrams, three groups of water were identified: sodium bicarbonate, mixed bicarbonate and calcium bicarbonate. The sodium bicarbonate has the longest relative residence time in the aquifer. It circulates through fractured media composed of clastic volcanic rock. It also has the highest F and temperature averages in the system. The presence of a regional flow system is inferred. The temperatures of the mixed bicarbonate water are moderate, it circulates through granular media and likely corresponds to intermediate flow systems. Lastly, the calcium bicarbonate family has lower concentrations of Cl, indicating a local flow system. It circulates through a granular medium and has the shortest relative residence time in the aquifer. In general terms, the water quality is good, given that STD, SO4, N-NO3 and Cl concentrations are within the allowable limits established by NOM-127- SSA1-1994, 2000. Nevertheless, concentrations of As and F ions in some of the wells located in the center and northeast parts of the aquifer exceed official norms, indicating it is not suitable to use as potable water.

***Keywords**: Hydrogeochemistry, aquifer, groundwater, anions, cations, trace elements.*

Recibido: 12/12/2013
Aceptado: 21/01/2015

Introducción

El agua subterránea constituye una fuente importante de abastecimiento a la población en México y en muchos países del mundo. Alrededor de 97% del agua en los continentes (excluyendo glaciares y nieves perennes) es agua subterránea (Freeze & Cherry, 1979). En la porción árida y semiárida de nuestro país generalmente se constituye como el motor del desarrollo económico, ya que la producción agrícola y la industria se abastecen principalmente por medio de pozos. La población por lo general compite con el uso agrícola en estas regiones, ya que la limitada capacidad de fuentes superficiales condiciona que la perforación de pozos para el abastecimiento de la población sea una de las opciones económicamente viables que se prefieren. Por otro lado, la evidencia asequible indica que el comportamiento del clima es cada vez más impredecible; más allá de la incertidumbre de que si esta modificación es ocasionada por cambio climático acelerado por la intervención humana o por la variabilidad climática natural del planeta. Lo importante en este caso es que genera incertidumbre en la inestabilidad de las componentes del ciclo hidrológico (precipitación, evapotranspiración, escurrimiento, etc.). En algunas regiones se espera que la precipitación se incremente, generando eventos de inundaciones y problemas asociados; en otras, por el incremento de la temperatura se pronostica disminución de la precipitación e incremento de la evapotranspiración, lo que implica temporadas de sequía prolongadas y problemas en el abastecimiento de agua no sólo para los usos tradicionales sino también para los ecosistemas. De este modo, el manejo apropiado de las fuentes de agua en las zonas áridas es muy importante para tener la posibilidad de adaptación a tales modificaciones del ciclo hidrológico. Una de las estrategias que se ha propuesto para generar adaptación al cambio climático se basa en el desarrollo de políticas flexibles de desarrollo que favorezcan la capacidad de adaptación. Existen diversas metodologías para cumplir con este objetivo, la definición de los sistemas de flujo de agua subterránea en una región como sustento para la implementación de estrategias de desarrollo sustentable es una de ellas (Carrillo & Cardona, 2012).

De acuerdo con las condiciones climáticas y la política de desarrollo planteada para el estado de Zacatecas, en especial para la porción central cercana a la capital del estado, el uso de agua subterránea para uso agrícola y abastecimiento de la población es fundamental para sustentar el desarrollo económico. El acuífero Jerez, que se localiza 45 km al suroeste de la capital del estado de Zacatecas, es importante porque en conjunto con los acuíferos Aguanaval, Calera, Benito Juárez y Guadalupe-Bañuelos, con los cuales colinda (figura 2), forma parte de los acuíferos en donde se asientan las urbes con mayor densidad demográfica del estado y por tanto de requerimientos importantes de agua apta para uso y consumo humano. Los principales estudios realizados a la fecha en el acuífero Jerez han sido enfocados de manera básica a la determinación del requerimiento medio anual de agua subterránea (Conagua, 1974, 1981, 2009). Utilizando el enfoque de acuífero y planteando una ecuación de balance de agua que se sustentó en un modelo conceptual definido con información de geología del subsuelo, niveles de agua en pozos, pruebas de bombeo y cuantificación de extracciones, se determinó que el flujo de agua subterránea se genera dentro de la cuenca y que se mueve de manera horizontal hacia las zonas de descarga. El resultado de la aplicación de la ecuación de balance indica que existe un déficit en la disponibilidad. Sin embargo, a la fecha no se ha realizado una evaluación integral de la composición química inorgánica del agua subterránea que apoye este modelo conceptual, además de la identificación de sistemas de flujo subterráneo que defina la existencia o no de flujo subterráneo que se genere fuera de la cuenca superficial; la presencia de flujos de tipo regional que transitan entre cuencas superficiales que tienen condiciones geológicas similares (amplias fosas tectónicas con presencia de rocas volcánicas fracturadas) ha sido documentada en

San Luis Potosí (Carrillo, 1996) Aguascalientes e Hidalgo (Cardona & Carrillo, 1998ab). Además, desde 1974 no se había realizado la determinación de la calidad del agua subterránea que se abastece a la población en esta área, hecho muy importante en esta región del estado de Zacatecas, pues se ha identificado en zonas aledañas, como son en los acuíferos Calera y Benito Juárez, la presencia de agua subterránea con valores de F y As superiores al límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994, 2000 (Secretaría de Salud, 1994).

El objetivo principal del presente trabajo consistió en la caracterización hidrogeoquímica del acuífero Jerez, desprendiéndose los siguientes objetivos específicos:

a) Definir las familias de agua del acuífero a partir de la concentración de aniones y cationes mayores, y su relación con la dirección del flujo subterráneo.
b) Definir las áreas del acuífero en la que puedan presentarse elementos traza que sobrepasen los límites permisibles de la normatividad mexicana para agua de uso y consumo humano.
c) Caracterizar los sistemas de flujo subterráneo.
d) Caracterizar la calidad del agua subterránea.

Referente geológico

Tomando como referencia los estudios geológicos de la Carta Zacatecas F13-6, realizados por el Consejo de Recursos Minerales (Coremi, 1997, 1998), la información hidroestratigráfica de la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2009) y las observaciones de campo durante la presente investigación, se infiere una posible fosa tectónica con orientación NE-SW, dando origen a la Cuenca Hidrológica Jerez (CHJ). La estratigrafía de esta cuenca la componen en los parteaguas rocas volcaniclásticas correlacionables con las litologías del Terciario del supergrupo volcánico superior (McDowell & Clabaugh, 1979), así como de basaltos del Cuaternario; en la parte hundida se alojan secuencias de rocas sedimentarias detríticas, compuestas de aluviones cuaternarios. El conjunto de las formaciones antes mencionadas que afloran en la CHJ se describe a continuación en orden estratigráfico ascendente (figura 1).

1. Secuencia de ignimbritas-riolitas (TomIgR). Las primeras son las más abundantes, megascópicamente tienen textura fragmental y al microscopio presentan cristales de cuarzo, ortoclasa, biotita, hornblenda, circón, fragmentos líticos, vidrio, hematita y sericita. Las segundas son de textura porfídica, petrográficamente se identifican cuarzo, ortoclasa, oligoclasa biotita, augita, circón, hematita y minerales arcillosos. Su distribución, aunque es amplia, se presenta hacia los parteaguas este y oeste de la CHJ; es más extensa en las porciones oeste y sur. No fue posible determinar su espesor, sin embargo en áreas aledañas del municipio Villanueva es de 700 m (Coremi, 1997).
2. Sobreyaciendo a la unidad de ignimbritas-riolitas aflora un paquete integrado por riolitas-ignimbritas (TomRIg), predominando las riolitas; tienen textura porfídica; al microscopio hay cuarzo, ortoclasa, biotita, circón, sericita y clorita. Las ignimbritas se caracterizan por su textura vitrofídica, petrográficamente tienen textura vitroclástica; hay cristales de cuarzo, ortoclasa, biotita, hornblenda, vidrio, circón, sericita y clorita. Se distribuye con mayor amplitud hacia las porciones norte y sureste de los parteaguas de la CHJ. Su espesor, considerando las columnas litológicas en la Sierra Fría, asciende a 1 050 m (Coremi, 1997).
3. Suprayaciendo a las dos unidades anteriores, se identificó un paquete de ignimbritas cristalinas (TomIg), con textura fragmental porfídica, megascópicamente se observan fenocristales de cuarzo y de sanidino, cuyo tamaño varía de 5 a 20 mm. Su distribución se restringe a la porción centro NE de la CHJ. El espesor estimado en la Sierra de Cardos es de aproximadamente 200 m.

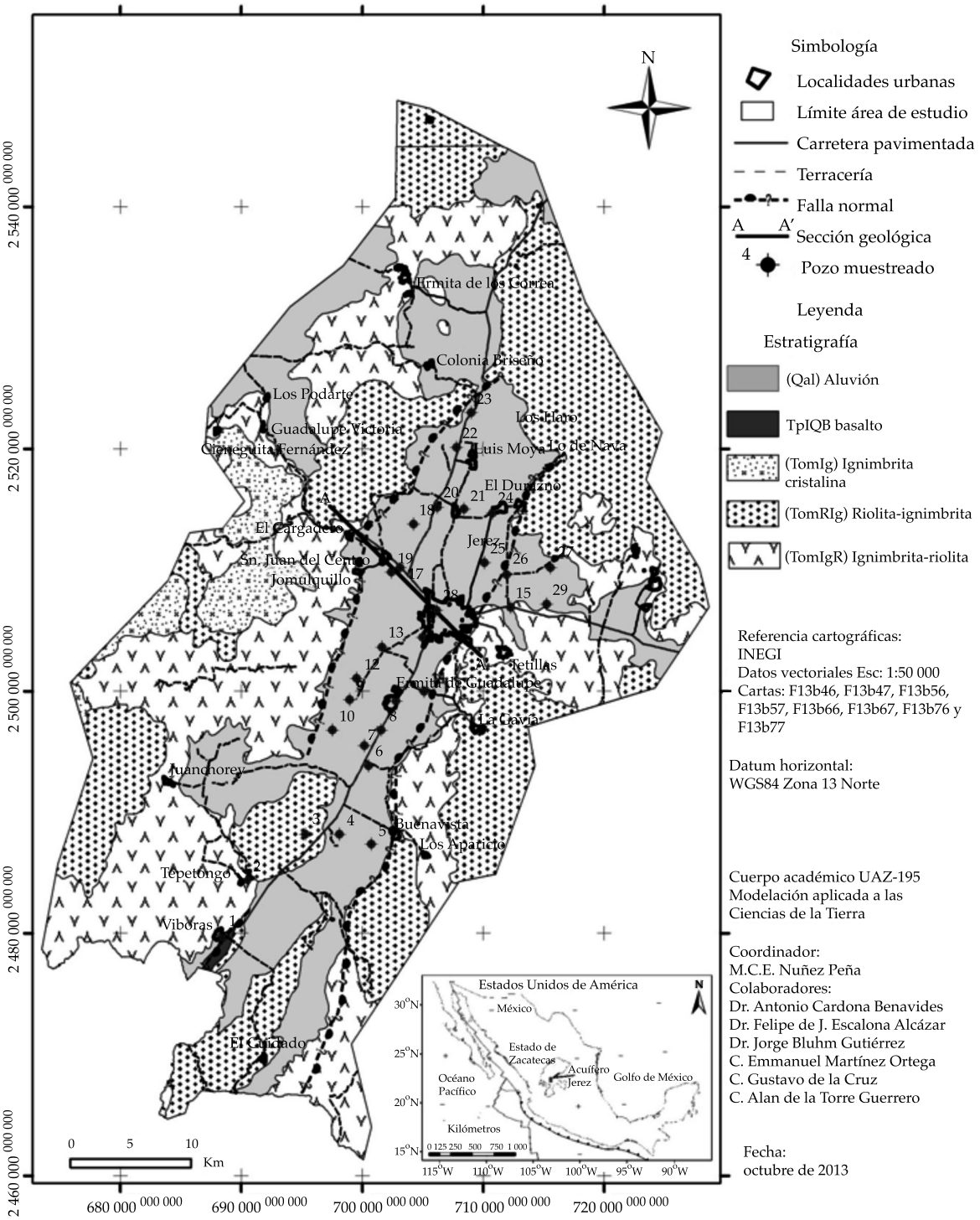


Figura 1. Unidades litoestratigráficas y estructuras mayores presentes en la cuenca hidrológica Jerez.

4. Del Pleistoceno Tardío, Holoceno Temprano, se tienen basaltos con textura afanítica (TplQB); petrográficamente se identifican plagioclasas cálcicas, augita, hiperstena, pigeonita y olivino ocasional, embebidos en una mesostasis vítrea. Existe sólo un

pequeño afloramiento de 5 m de espesor en las faldas SW del parteaguas oeste de la CHJ.

5. El aluvión del Holoceno compone las planicies que se distribuyen ampliamente en la porción central de la CHJ, siguiendo una forma elongada con dirección noreste-suroeste. Su litología la integran sedimentos compuestos por arenas finas a gruesas y cantos rodados en etapa de consolidación. Su espesor fluctúa de 30 a 300 m.

Hidrogeología

El acuífero Jerez (AJ), localizado dentro de la CHJ, es de tipo libre y tiene una superficie de 341 km^2 (Conagua, 2009), es heterogéneo y anisótropo. Existen 166 pozos profundos, 136 son utilizados para el sector agrícola, 29 al abastecimiento de agua potable y uno más que emplea el ramo industrial.

Se cuenta además con 65 norias, destinadas a solventar necesidades de agua potable, uso doméstico y pecuario, haciendo un total de 231 captaciones hidráulicas subterráneas en operación. Los caudales que se extraen de dichos aprovechamientos varían de 7.5 a 82 l/s, con extracción anual de 39.46 Mm^3 y recarga de 33.4 Mm^3 (Conagua, 2009).

Las unidades hidrogeológicas del acuífero Jerez son dos (figura 5). La primera de ellas es la zona saturada, que bien podría considerarse como la parte somera del acuífero. Se compone de un paquete de aluviones del Cuaternario, constituidos por estratos de conglomerados en etapa de consolidación, soportados en una matriz arcillo-limo-arenosa, alternando con capas y lentes que presentan facies de arcillas y arenas. El espesor de esta unidad varía de 30 m en los bordes del acuífero a 300 en el centro (Conagua, 2009). Las conductividades hidráulicas de esta unidad, considerados por la Comisión Nacional del Agua en 2009, varían en las partes más someras de 0.66 a 6.0 x 10^{-5} m/s y de 4.3 a 6.7 x 10^{-6} m/s en las porciones más profundas. La segunda de las unidades hidrogeológicas forman las barreras laterales naturales del acuífero y da lugar a una segunda zona saturada, que se consideraría en la presente investigación como el acuífero profundo. Su litología la componen secuencias volcaniclásticas de composición félsica. Los espesores estimados para esta secuencia en el área de estudio podrían alcanzar cerca de 700 m, considerando espesores referidos en el área de Villanueva. A pesar de que no existen documentados los valores de su conductividad hidráulica, de acuerdo con Struckmeier y Margat (1995) se estiman rangos de 10^{-2} a 10^{-4} m/s.

Flujo subterráneo

Las cargas hidráulicas que modelan el movimiento del flujo subterráneo en el AJ, se basan en las mediciones piezométricas de una red de monitoreo, integrada por 136 pozos, en el periodo de 1974 a 1998 (Conagua, 1974-1998). Considerando que la información del año 1997 constituye la de mayor número de datos y corresponde a la penúltima de registro más reciente, es la que se utilizó para definir la distribución de cargas hidráulicas en la presente investigación. En la figura 2 se pueden apreciar las que tienen el mayor rango de 2 096 a 2 135 msnm, que se presentan en las porciones noreste y suroeste del acuífero, contrastadas con elevaciones del terreno de 2 100 msnm; mientras que las cargas hidráulicas de menor rango ocupan la parte centro y sureste del mismo, con valores que fluctúan de 1 929 a 1 953 msnm, y elevaciones topográficas de 2 000 msnm; esta diferencia de elevación entre cargas hidráulicas permite definir que el agua se desplaza en dirección norte-sur en la parte norte del acuífero y de oeste a este en el sur del mismo.

Materiales y métodos

Las muestras de agua subterránea fueron colectadas en 28 pozos profundos y un tajo, se georreferenciaron utilizando el Sistema *ArcGis 9.3.1* y los conjuntos de datos digitales de las cartas F13B46, F13B47, F13B56, F13B57, F13B66, F13B67, F13B76 y F13B77 del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI,

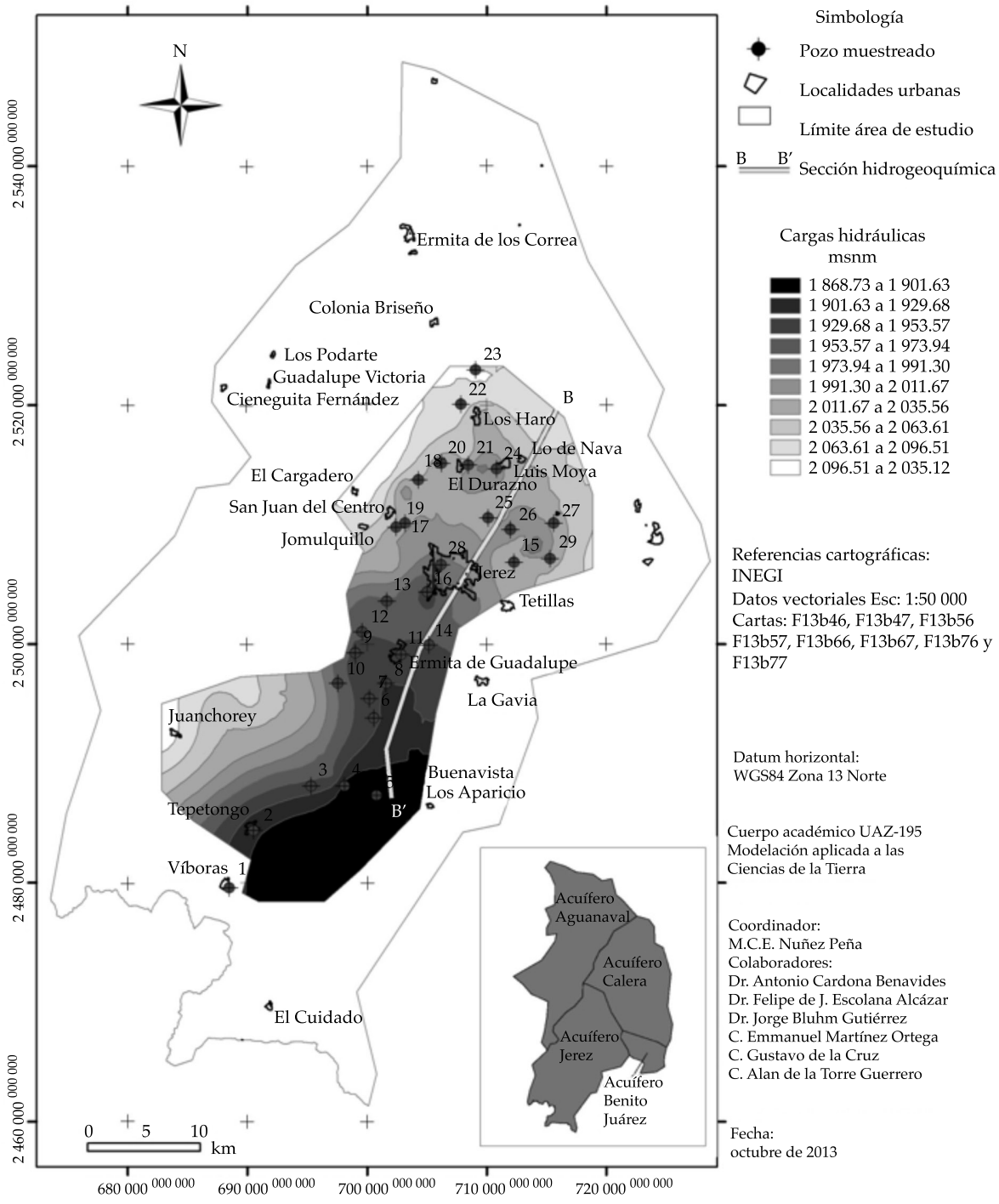


Figura 2. Distribución y valores de cargas hidráulicas en el acuífero Jerez.

2013), en proyección UTM, zona 13 norte, datum WGS84, elipsoide de Clarke 1866, a escala 1:50 000. El uso que se da al agua de esos pozos corresponde a seis destinados a la agricultura, uno al uso doméstico-pecuario y 21 al abastecimiento de agua potable.

En cada captación hidráulica se aplicó la metodología de muestreo definida por Car-

dona (2007), utilizando un sistema cerrado, que incluye una celda de aislamiento para evitar la interacción del agua subterránea con la atmósfera y facilitar la estabilización de las mediciones. Asimismo se documentó en cada uno temperatura, pH, conductividad eléctrica, potencial rédox, oxígeno disuelto y alcalinidad. La colección de muestras para su análisis en laboratorio se hizo en envases de polietileno de baja densidad. A la toma para la determinación de aniones mayores no se añadió ningún tipo de conservador, a la de nitratos se adicionó 1.0 ml de ácido sulfúrico, y las de metales mayores y elementos traza se filtraron con filtro de acetato de celulosa de 0.45 μm y se les agregó ácido nítrico, para producir un pH menor a 2.0, suficiente para la estabilización de metales y nitratos.

Las determinaciones de parámetros físicoquímicos, elementos mayores (cuadro 1) y elementos traza (cuadro 2), se realizó en los laboratorios del Área de Ciencias de la Tierra de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

A los resultados de laboratorio se les practicó la técnica de balance iónico, consistente en la suma de equivalentes de aniones y cationes, respectivamente; para definir el error de balance iónico se utilizó la expresión:

$$\text{Porcentaje de error} = (\sum\text{cationes} - \sum\text{aniones})/(\sum\text{cationes} + \sum\text{aniones}) \times 100\%$$

Los análisis químicos que presentan balance iónico menor al ±5% se consideran dentro del límite permisible (Freeze & Cherry, 1979).

Por otra parte, con base en la información de cargas hidráulicas, se trazó una línea de sección para analizar la evolución hidrogeoquímica a lo largo del flujo subterráneo (figura 2). Se realizaron además mapas interactivos, haciendo acopio de los conjuntos de datos vectoriales y modelos de elevación, editados por el INEGI, y la información hidrogeológica asequible de la Conagua, así como la generada en el presente estudio, utilizando para su procesamiento el sistema de cómputo *ArcGis 9.3.1*.

Resultados

Química del agua subterránea

La química del agua en el acuífero se obtuvo a partir de la información de los parámetros físicoquímicos y químicos reportados de laboratorio (cuadros 1 y 2), mismos que al agruparlos de acuerdo con tales características sirvieron de base para su representación en diagramas de Piper y de Stiff (figuras 3 y 4). En ellos se definen tres familias de agua, las de mayor predominancia son 14 de bicarbonatada sódica, 10 de bicarbonatada mixta y 5 de bicarbonatada cálcica. En el cuadro 3 se resumen los parámetros químicos en términos estadísticos, como promedio, valores mínimos y máximos, y desviación estándar. Si bien los valores de pH de campo en el 25% de las muestras reporta valores superiores a 8.1, las mediciones de pH de laboratorio son menores a ocho unidades, por lo que el valor de CO_3 reportado es nulo.

La familia de agua bicarbonatada sódica fue colectada de los pozos 6, 7, 10, 11, 12, 14, 16, 20, 21, 22, 23, 24, 25 y 28; su química y fisicoquímica está caracterizada por tener los siguientes promedios: STD 289.7 mg/l, Na 61.15 mg/l, SO_4 32.4 mg/l, N-NO_3 2.3 mg/l, Cl 13.1 mg/l, Li 0.38 mg/l, temperatura de 25.6 °C y 7.9 de potencial pH. Contiene además las mayores concentraciones promedio de As con 0.020 mg/l y de F con 2.7 mg/l. El flujo de estas aguas circula por las rocas volcaniclásticas fracturadas a profundidades superiores a 300 m, dato consistente con la profundidad en que se encuentran tales rocas. Dicho movimiento del agua a través de las mismas se infiere por las concentraciones y comportamientos que se tienen de los iones Na, Li, F y As, tal como se aprecia en los gráficos Li-Na (figura 7), Li-F (figura 8), Li-As (figura 9) y As-Na (figura 10). La interacción del agua subterránea con la mesostasis vítrea de las rocas volcaniclásticas produce su desvitrificación, en este proceso se genera intercambio de iones hidrógeno de la solución por iones Na y Li presentes en la roca; a medida que haya mayor

Tecnología y *Ciencias del Agua*, vol. VI, núm. 3, mayo-junio de 2015

Cuadro 1. Concentraciones de elementos mayores y parámetros físico-químicos en el acuífero Jerez, Zacatecas.

Muestra núm.	Fam. agua	% error	Uso	Prof. pozo	Temp.	pH campo	pH lab.	Eh	Cond elec. campo	STD	Dureza total	Na	K	Ca	Mg	Si	Cl	SO_4	HCO_3	CO_3	$N\text{-}NO_3$	F
Unidades				m	°C				µmhos	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	HCO_3-Ca	3.010	Doméstico		22.2	6.29	7.07	200	298	290	176.4	19	5.6	50	12.5	32	28.58	14	201.30	0	5.3	0.01
2	HCO_3-Ca	1.821	Agrícola		25.9	6.5	7.18	332	466	398	236.9	18	7	75	12	28	25.85	22	251.93	0	8.3	0.01
3	HCO_3-Ca	0.213	Potable		24.5	8.51	7.35	95		355	229.8	36	4.4	73	11.5	36	12.90	17	323.30	0	3.6	0.48
19	HCO_3-Ca	0.690	Potable		25.7	7.58	7.35	205	263	251	112.3	35	4.6	40	3	39	16.66	22	170.80	0	2	1.31
29	HCO_3-Ca	3.810	Potable		23.9	7.93	7.63	176	282	195	125.3	37	10.6	45	3.1	37	11.56	5	252.03	0	2.2	0.25
4	HCO_3-mixta	0.815	Agrícola		26.7	7.3	7.46	165		347	167.1	50	9.3	55	7.2	50	12.90	25	286.70	0	3	0.94
5	HCO_3-mixta	1.712	Agrícola		22.1	7.72	7.46	136	300	300	160.7	33	6	48	9.9	30	12.90	20	234.85	0	4.5	0.34
8	HCO_3-mixta	0.609	Agrícola		23.7	7.47	7.62	182	286	282	112.4	44	10.3	41	2.4	58	12.90	24	201.30	0	2.1	1.07
9	HCO_3-mixta	0.916	Doméstico		25.5	7.84	7.73	150	286	260	109.5	39	15.5	40	2.3	65	12.90	27	189.10	0	2	0.65
13	HCO_3-mixta	1.192	Potable	200	23	7.15	7.67	123		171	78.2	24	5.4	27	2.6	37	9.22	10	134.20	0	2	0.01
17	HCO_3-mixta	0.987	Potable		25.2	7.34	7.27	162	262	228	111.5	35	7.6	39	3.4	42	18.47	5	184.22	0	4.5	1.1
18	HCO_3-mixta	1.204	Potable		24.3	7.66	7.56	190	242	221	97.8	29	7.4	34	3.1	45	11.34	19	152.50	0	3.4	0.56
26	HCO_3-mixta	5.080	Potable		22.4	7.75	7.47	151	418	280	141.9	52	16.6	51	3.5	51	16.81	44	268.83	0	2.7	2.35
27	HCO_3-mixta	0.480	Potable		23.9	7.77	7.7	164		282	149.8	64	7.1	55	3	23	12.61	47	268.83	0	2.2	2.27
6	HCO_3-Na	0.295	Potable		29.8	8.16	7.62	141	343	300	116	51	8.3	33	8.14	45	11.06	19	234.85	0	2.3	1.05
7	HCO_3-Na	0.187	Agrícola		25	8.34	7.79	136	360	313	114.5	67	9.7	42	2.3	55	11.06	33	256.20	0	1.9	1.8
10	HCO_3-Na	1.587	Agrícola	200	22.4	7.78	7.72	263	278	278	110.3	47	15	40	2.5	63	12.90	29	201.30	0	2.4	0.92
11	HCO_3-Na	1.500	Potable		21.5	7.1	7.73	42	311	315	95	54	9.4	35	1.82	50	12.90	31	206.18	0	2.3	1.34
12	HCO_3-Na	3.443	Potable		26.5	8.2	7.88	161	303	290	90.6	50	11.6	30	3.8	60	11.06	28	212.28	0	2.5	0.66
14	HCO_3-Na	0.842	Potable		23.5	8.38	7.54	169	387	358	124.8	71	9.9	43	4.2	43	18.47	38	250.10	0	2	3.47
15	HCO_3-Na	2.207	Potable		22.9	7.99	7.56	157	266	271	103.1	40	7.7	35	3.8	29	10.64	9	213.50	0	1.6	1.47
16	HCO_3-Na	0.758	Potable		26.4	9.26	7.73	136	345	322	80	73	8.6	31	0.6	58	15.95	36	207.40	0	3.5	4.17
20	HCO_3-Na	2.977	Potable		24.7	7.29	7.46	157	255	243	86.5	39	10.4	31	2.2	48	17.02	29	152.50	0	3.6	1.48
21	HCO_3-Na	0.310	Potable		22.4	7.95	7.73	170	320	287	63.3	67	5.6	24	0.8	40	10.64	33	176.90	0	2.1	4.9
22	HCO_3-Na	3.722	Potable		25.2	7.9	7.89	146	283	255	57.5	62	7.4	22	0.6	42	10.64	22	158.60	0	2.3	4.22
23	HCO_3-Na	0.386	Potable	300	36.8	8.2	7.93	122	315	298	56.2	74	3.6	22	0.3	33	12.41	28	193.98	0	1.9	4.17
24	HCO_3-Na	4.216	Potable		25.2	7.64	7.39	190	277	286	112.7	71	3.8	45	0.05	29	13.66	51	252.03	0	1.8	3.97
25	HCO_3-Na	1.109	Potable		24.7	7.27	7.54	189	370	285	120.3	71	14.6	46	1.3	52	12.61	46	268.83	0	1.7	2.97
28	HCO_3-Na	3.158	Potable		24.9	7.42	7.71	171	297	226	89.1	64	12.3	34	1	61	12.61	30	201.62	0	2.1	2.75

Cuadro 2. Concentraciones de elementos traza en el acuífero Jerez, Zacatecas.

Muestra núm.	Clave CNA	Municipio	UTM X	UTM Y	Elevación	Li	B	V	Mn	Fe	Zn	Ge	As
Unidades			m	m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1		Tepetongo	688 445	2 479 608	1 890	0.004	0.003	0.0028	0.0009	0.0809	0.3727	0.0001	0.0012
2		Tepetongo	690 490	2 484 411	1 932	0.008	0.005	0.0029	0.0047	0.0993	0.0991	0.0001	0.0014
3		Tepetongo	695 305	2 488 151	1 995	0.018	0.011	0.0039	0.0386	0.1020	0.3007	0.0002	0.0011
4		Tepetongo	698 118	2 488 151	1 910	0.060	0.116	0.0131	0.0012	0.0952	0.1626	0.0004	0.0077
5		Tepetongo	700 776	2 487 364	1 947	0.010	0.019	0.0123	0.0008	0.0900	0.1582	0.0001	0.0020
6		Tepetongo	700 535	2 493 830	1 968	0.067	0.135	0.0144	0.0023	0.1006	0.1823	0.0006	0.0095
7		Tepetongo	700 174	2 495 467	1 965	0.158	0.303	0.0124	0.0009	0.0906	0.1601	0.0010	0.0211
8		Tepetongo	701 564	2 496 756	1 961	0.078	0.165	0.0078	0.0008	0.0903	0.2518	0.0006	0.0088
9		Jerez	698 970	2 499 272	1 937	0.048	0.108	0.0104	0.0013	0.0935	0.1696	0.0006	0.0078
10		Jerez	697 529	2 496 756	2 012	0.062	0.133	0.0102	0.0010	0.0966	0.1709	0.0006	0.0094
11		Jerez	702 801	2 499 155	1 997	0.093	0.166	0.0078	0.0015	0.1186	0.1764	0.0007	0.0093
12	169	Susticacán	699 551	2 501 038	1 993	0.051	0.126	0.0117	0.0023	0.1002	0.2390	0.0006	0.0076
13	156	Jerez	701 629	2 503 621	2 007	0.010	0.021	0.0044	0.0018	0.1010	0.1494	0.0003	0.0016
14		Jerez	705 145	2 499 946	1 990	0.180	0.260	0.0132	0.0021	0.0975	0.1427	0.0008	0.0254
15		Jerez	712 269	2 506 879	2 043	0.037	0.060	0.0181	0.0011	0.0890	0.3055	0.0003	0.0109
16		Jerez	704 996	2 504 410	2 060	0.190	0.345	0.0122	0.0012	0.0872	0.2504	0.0013	0.0202
17		Jerez	703 150	2 510 166	2 044	0.040	0.083	0.0079	0.0041	0.1310	0.1054	0.0006	0.0060
18	463	Jerez	704 259	2 513 762	2 077	0.013	0.032	0.0046	0.0018	0.0785	0.2654	0.0002	0.0022
19	162	Jerez	702 419	2 509 824	2 050	0.044	0.064	0.0067	0.0015	0.1040	0.2164	0.0007	0.0056
20	389	Jerez	706 209	2 515 175	2 066	0.040	0.090	0.0090	0.0015	0.0955	0.3332	0.0004	0.0086
21		Jerez	708 423	2 515 034		0.190	0.352	0.0070	0.0011	0.0910	0.2250	0.0018	0.0302
22		Jerez	707 806	2 520 110	2 094	0.129	0.282	0.0076	0.0047	0.0960	0.2417	0.0015	0.0210
23		Jerez	709 031	2 522 977	2 103	0.183	0.398	0.0060	0.0023	0.0362	0.4165	0.0022	0.0260
24		Jerez	710 791	2 514 696	2 053	0.244	0.768	0.0035	0.0005	5.0000	0.0202	0.0013	0.0331
25		Jerez	710 097	2 510 601	2 031	0.211	0.742	0.0048	0.0003	5.0000	0.0217	0.0009	0.0403
26		Jerez	711 957	2 509 597	2 039	0.142	0.532	0.0086	0.0005	5.0000	0.0129	0.0003	0.0290
27		Jerez	715 578	2 510 167	2 033	0.195	0.637	0.0049	0.0009	0.0871	0.2687	0.0006	0.0323
28		Jerez	706 154	2 506 661	2 000	0.130	0.733	0.0071	0.0002	5.0000	0.1819	0.0004	0.0163
29		Jerez	715 267	2 507 179	2 061	0.025	0.091	0.0077	0.0008	5.0000	0.2075	0.0001	0.0073

interacción a lo largo de la dirección de flujo, las concentraciones de estos iones se incrementaran (figura 7). Un comportamiento similar de tales iones en el agua subterránea ha sido identificado en San Luis Potosí, aunque en este caso el efecto de la temperatura del agua subterránea a profundidad (50-60 °C) tiene un efecto adicional (Carrillo, 1996). En San Luis Potosí también se identificó que las concentraciones de Li se relacionan con el F (Carrillo-Rivera *et al*., 2002) y con el As (Banning, Cardona, & Rüde, 2012), tal y como sucede en el área estudiada (figura 8); el incremento del tiempo de residencia del agua en el subsuelo es fundamental para el aumento de las concentraciones de estos iones.

El agua bicarbonatada mixta procede de las muestras 4, 5, 8, 9, 13, 15, 17, 18, 26 y 27 y circula a través del medio granular. Tiene los siguientes promedios: STD, 264.2 mg/l; Na, 41.0 mg/l; $N\text{-}NO_3$, 2.8 mg/l; SO_4, 23 mg/l; Cl, 13.1 mg/l; Fs, 1.1 mg/l, y Li, 0.063 mg/l. Temperaturas de 24 °C; pH, 7.6; As, 0.011 mg/l, y F, 1.1 mg/l.

El agua bicarbonatada cálcica transita por el medio granular, los promedios son los siguien-

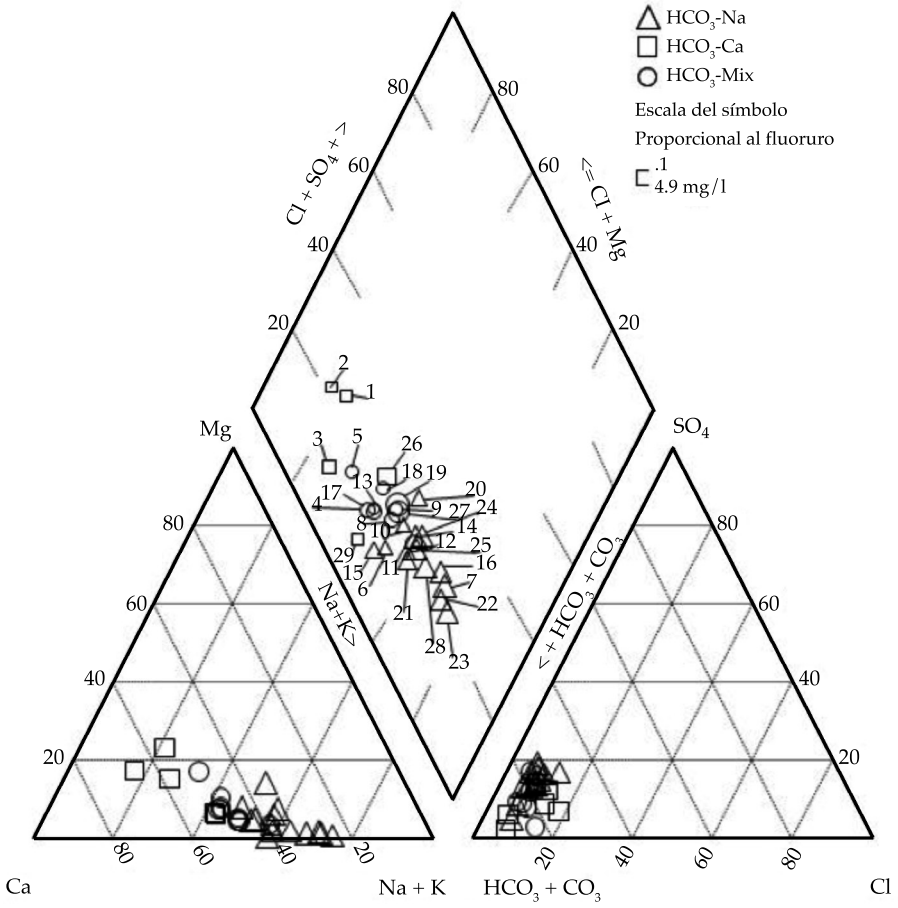


Figura 3. Diagrama Piper que ilustra las familias de agua: bicarbonatada sódica, bicarbonatada mixta y bicarbonatada cálcica, en escala gradual de concentración con respecto al ion F.

tes: STD, 297.8 mg/l; Na, 29.0 mg/l; SO_4, 16.0 mg/l; N-NO_3, 4.3 mg/l; Cl, 19.1 mg/l; F, 0.4 mg/l; Li, 0.020 mg/l; temperatura, 24.4 °C; pH, 7.4, y As, 0.003 mg/l.

Descripción de la sección de evolución hidrogeoquímica

Con la finalidad de conocer la evolución hidrogeoquímica del agua subterránea, los parámetros físicos, temperatura y químicos, STD, SO_4, Cl, F, Na, Li, B y Ge fueron proyectados a la línea de sección hidrogeoquímica orientada a lo largo de las líneas de flujo (figura 6). En el caso de la temperatura, en el extremo norte de la sección, inicia con 36.8 °C, la cual contrasta con el resto de las muestras, pues disminuye a 25.2 °C y de ahí en adelante se sostiene con valores relativamente similares, hasta el extremo sur, en donde se incrementa entre uno y tres grados. Respecto al ion Cl, por ser una especie conservativa, que en términos generales no es afectada por procesos de precipitación-disolución, ni por reacciones de óxido-reducción, referido en Graniel, Cardona y Carrillo (1999), expresa de forma primordial las entradas de agua meteórica. En el caso del AJ, la concentración de Cl en general es baja, lo cual sugiere que su origen es principalmente atmosférico y puede ser utilizado para estimar la recarga natural por el método de

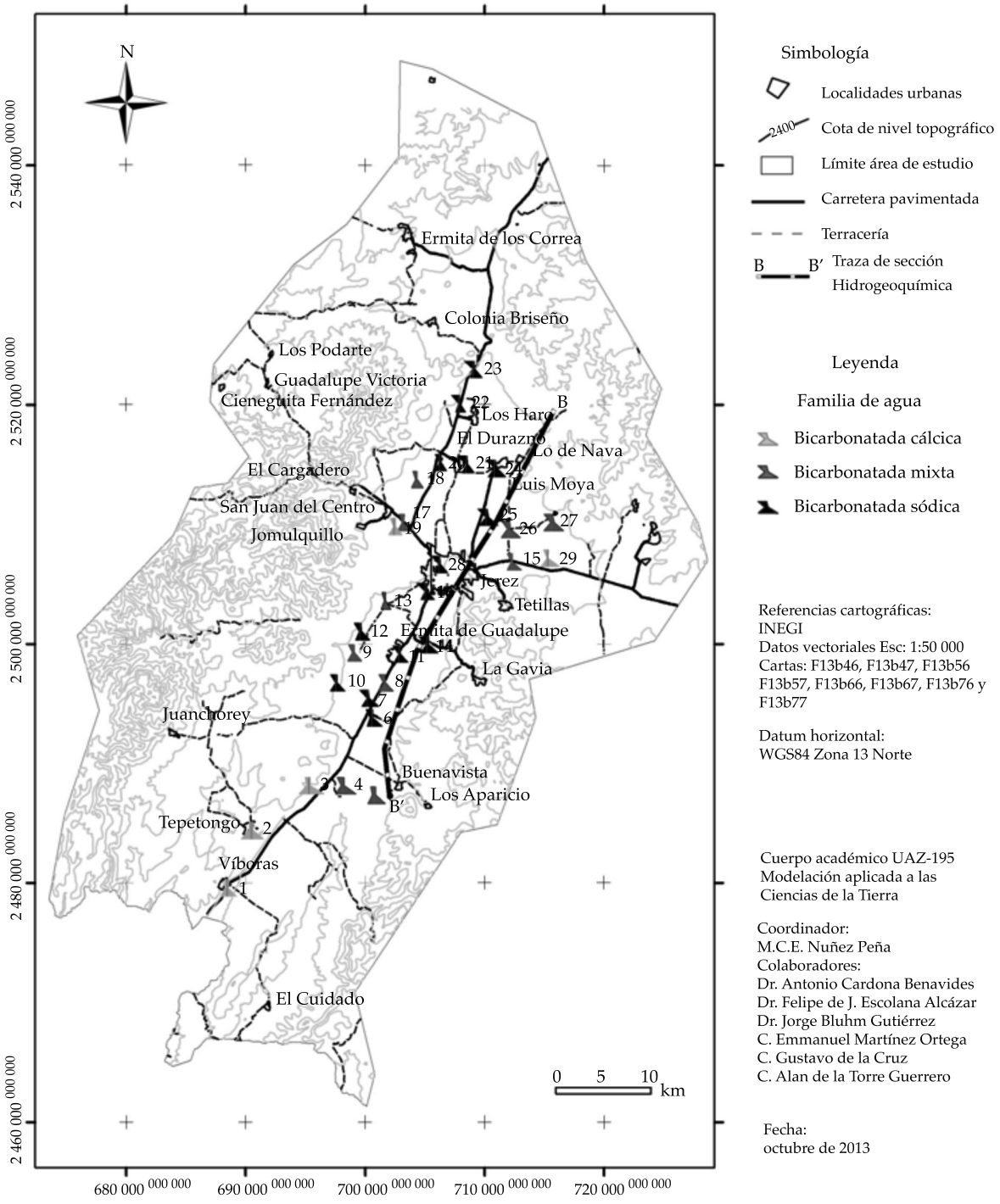


Figura 4. Representación y distribución de las familias de agua mediante diagramas de Stiff y su relación de evolución en la dirección del flujo de agua subterránea (sección hidrogeoquímica B-B′).

balance de masa de Cl; el promedio en las aguas bicarbonatadas sódicas y en las bicarbonatadas mixtas es de 13.1 mg/l y en las bicarbonatadas cálcicas de 19.1 mg/l. La ecuación básica para la evaluación de la recarga utilizando el método de balance de masa de Cl (Wood, 1995) es:

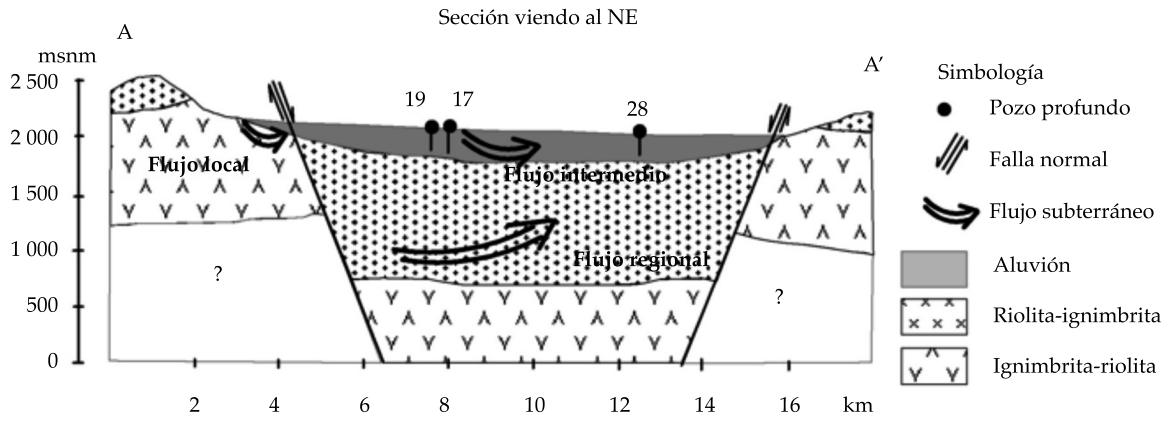


Figura 5. Sección estratigráfica que muestra las diferentes unidades litoestratigráficas presentes en el área de estudio y los sistemas de flujo circulantes en esas unidades (sección A-A′ referida en la figura 1).

$$q = \frac{P\left(Cl_{precipitación}\right)}{Cl_{agua\ subterránea}}$$

En donde q es el flujo de la recarga natural; P, la precipitación promedio anual; $Cl_{precipitación}$ es la concentración de Cl promedio en la precipitación, y $Cl_{agua\ subterránea}$ es la concentración de Cl en el agua subterránea.

No se conoce la composición química de la precipitación en la zona de interés. Tomando en cuenta la composición química de la precipitación en San Luis Potosí, que tiene un promedio de 0.61 mg/l de Cl (Cardona, 2007), realizando un balance de masa con este ion, suponiendo que la única fuente de Cl es atmosférica y que el escurrimiento fuera de la cuenca es mínimo, es posible calcular una recarga del orden de 3 a 4% de la precipitación media anual. En cuanto a las concentraciones de SO_4, tienen un mínimo de 5 mg/l a un máximo de 51 mg/l; los valores más altos se sitúan en la parte norte de la línea de sección y pertenecen a la familia bicarbonatada sódica. El F inicia con valores altos, 4.17 mg/l, y tienden a ir disminuyendo hacia el centro del acuífero, donde se incrementan de nuevo e incluso adquieren valores otra vez fuera de norma, 4.17 mg/l, y de ahí disminuyen de forma gradual hacia la zona de descarga del manto freático. Respecto al ion Li, los valores más altos, de 0.18 a 0.24 mg/l, se distribuyen principalmente en la porción norte del acuífero, en donde inicia el flujo, además se registra de nuevo valores de 0.18 mg/l en dos áreas menores hacia el centro del acuífero; en general, la amplia variación que presenta esta especie es indicativa de la existencia de aguas con diferentes tiempos de residencia relativa en el acuífero. Por otra parte, los STD se incrementan ligeramente conforme evoluciona el flujo de agua, indicando que la salinidad se incrementa en esa dirección. De manera contradictoria, los iones Li, B, Ge y F decrecen en la dirección de flujo (figura 6).

Discusión

Diferenciación hidrogeoquímica

Considerando los tres tipos de agua presentes en el acuífero y apoyados en la gráfica de litio-sodio (figura 6), se puede apreciar una bien definida agrupación lineal por familias de agua, lo que sugiere que ambas sustancias químicas se derivan de la misma fuente de origen y su incorporación al agua subterránea obedece al mismo

Cuadro 3. Parámetros químicos y físico-químicos representados en términos estadísticos de valores: promedio, máximos, mínimos y desviación estándar; categorizados para las tres familias de agua: bicarbonatada cálcica, bicarbonatada mixta y bicarbonatada sódica.

Tipo de agua		Bicarbonatada cálcica				Bicarbonatada mixta				Bicarbonatada sódica			
	Unidades	Promedio	Máximo	Mínimo	Desviación estándar	Promedio	Máximo	Mínimo	Desviación estándar	Promedio	Máximo	Mínimo	Desviación estándar
Temp.	°C	24.4	25.9	22.2	1.50	24.0	26.7	22.1	1.47	25.6	36.8	21.5	3.81
pH		7.4	8.5	6.3	0.95	7.6	8.0	7.2	0.27	7.9	9.3	7.1	0.57
Eh	mV	201.6	332.0	95.0	85.20	158.0	190.0	123.0	19.79	156.6	263.0	42.0	47.70
Cond. eléct.	umhos/cm	327.3	466.0	263.0	93.60	294.3	418.0	242.0	57.81	317.4	387.0	255.0	39.01
STD	mg/l	297.8	398.0	195.0	80.83	264.2	347.0	171.0	48.24	289.7	358.0	226.0	33.61
Dureza total	mg/l $CaCO_3$	176.1	236.9	112.3	57.51	123.2	167.1	78.2	29.64	94.1	124.8	56.2	23.46
Na	mg/l	29.0	37.0	18.0	9.62	41.0	64.0	24.0	11.92	61.5	74.0	39.0	11.24
K	mg/l	6.4	10.6	4.4	2.54	9.3	16.6	5.4	3.84	9.3	15.0	3.6	3.49
Ca	mg/l	56.6	75.0	40.0	16.29	42.5	55.0	27.0	9.45	34.1	46.0	22.0	8.18
Mg	mg/l	8.4	12.5	3.0	4.91	4.1	9.9	2.3	2.47	2.1	8.1	0.1	2.14
Si	mg/l	34.4	39.0	28.0	4.39	43.0	65.0	23.0	13.45	48.5	63.0	29.0	10.46
Cl	mg/l	19.1	28.6	11.6	7.69	13.1	18.5	9.2	2.73	13.1	18.5	10.6	2.45
SO_4	mg/l	16.0	22.0	5.0	7.04	23.0	47.0	5.0	13.95	32.4	51.0	19.0	8.47
HCO_3	mg/l	239.9	323.3	170.8	58.12	213.4	286.7	134.2	51.15	212.3	268.8	152.5	36.14
N_NO_3	mg/l	4.3	8.3	2.0	2.61	2.8	4.5	1.6	1.04	2.3	3.6	1.7	0.57
F	mg/l	0.4	1.3	0.0	0.54	1.1	2.4	0.0	0.77	2.7	4.9	0.7	1.47
Li	mg/l	0.020	0.044	0.004	0.016	0.063	0.195	0.010	0.061	0.138	0.244	0.040	0.066
Mn	mg/l	0.009	0.039	0.001	0.016	0.001	0.004	0.001	0.001	0.002	0.005	0.000	0.001
Fe	mg/l	1.077	5.000	0.081	2.193	0.586	5.000	0.078	1.551	1.144	5.000	0.036	2.090
Ge	mg/l	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.001	0.002	0.000	0.001
As	mg/l	0.003	0.007	0.001	0.003	0.011	0.032	0.002	0.011	0.020	0.040	0.008	0.010
Cr	mg/l	0.0015	0.0020	0.00103	0.00037	0.0018	0.0030	0.0005	0.0009	0.0019	0.003	0.0005	0.0009

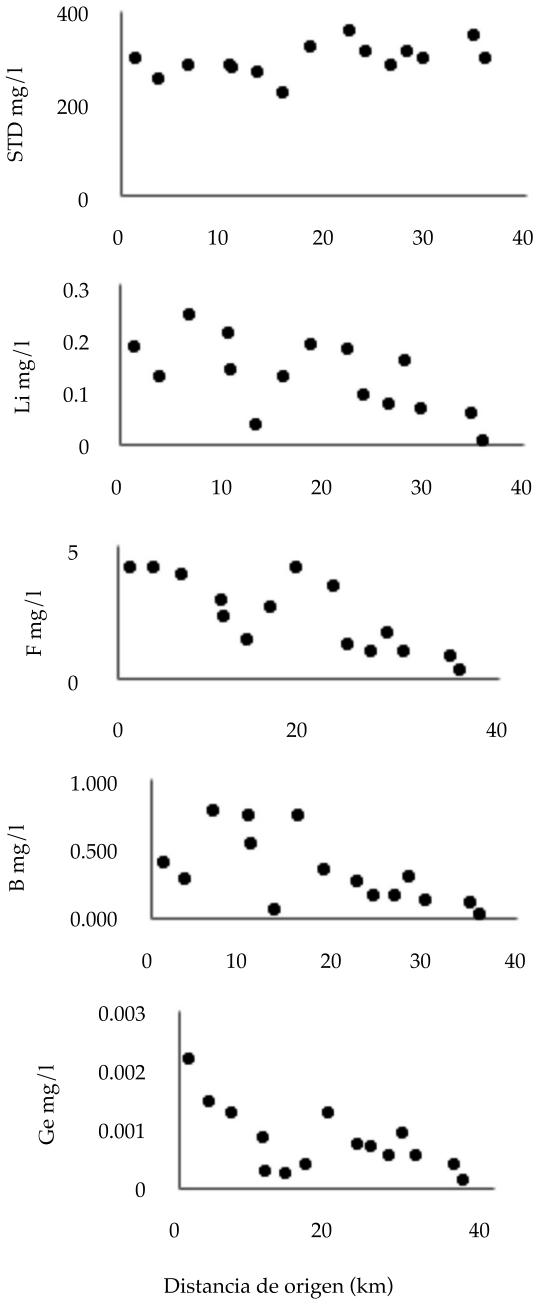


Figura 6. Evolución en la concentración de los parámetros químicos STD, Li, F, B y Ge proyectados en dirección del flujo subterráneo sobre la sección hidrogeoquímica B-B´referida en la figura 2.

proceso; y ya que el sodio se considera un buen indicador en la diferenciación de tipos de agua y del tiempo de residencia relativa del agua subterránea (Molina, 1996), la familia bicarbonatada cálcica tendría el menor tiempo de residencia relativa, en tanto que la familia bicarbonatada sódica denota el mayor tiempo de circulación en el AJ. Esta misma interpretación se confirma con los resultados de la gráfica litio-fluoruro (figura 8), ya que el Li, como elemento conservativo, constituye también un excelente parámetro que

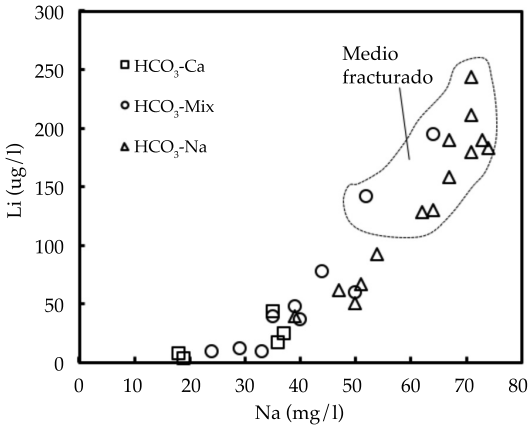


Figura 7. Evolución de familias de agua en cuanto a la relación Li-Na con el medio de circulación del agua subterránea.

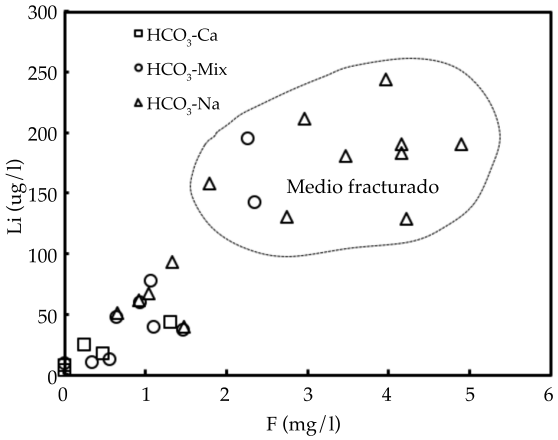


Figura 8. Evolución de familias de agua con respecto a la relación Li-F y su vínculo con el medio geológico con el que interactúa el agua subterrénea.

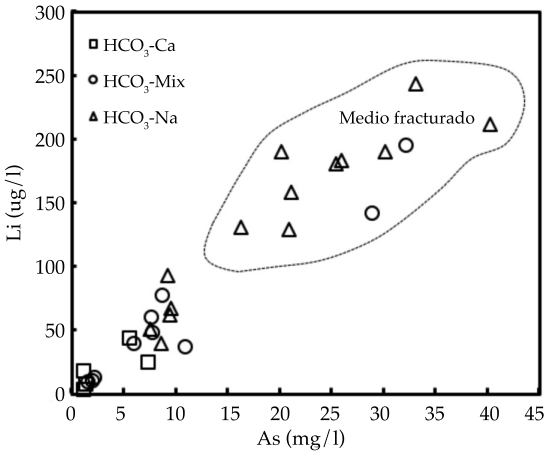


Figura 9. Evolución de familias de agua sobre la relación Li-As y su relación con el medio geológico con el que interactúa el agua subterránea.

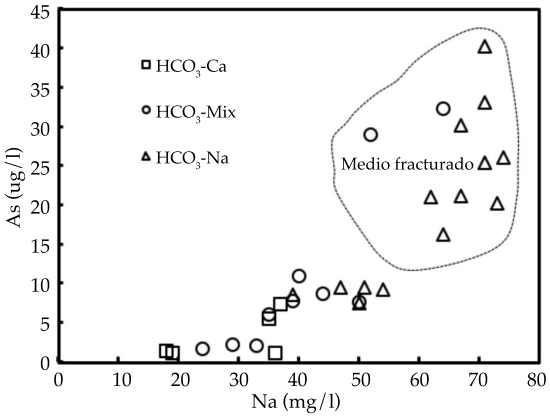


Figura 10. Evolución de familias de agua con respecto a la relación As-Na y su relación con el medio geológico con el que interactúa el agua subterránea.

refleja los tiempos de residencia relativa de los flujos subterráneos. La concentración del litio en este mismo tipo de agua ostenta el mayor promedio de 0.138 mg/l y aunque la temperatura de algunas de sus muestras corresponde al promedio más elevado, 25.6 °C, no es una constante a lo largo del flujo.

Reacciones rédox

La información documentada en campo para los parámetros, oxígeno disuelto y Eh revela concentraciones de 1.8 a 7.4 mg/l y de 42 a 332 mV, respectivamente. La distribución de valores más elevados referidos a oxígeno disuelto ocupa las porciones nor-noreste y suroeste del AJ. Las condiciones oxidantes identificadas determinan que algunos elementos traza, como Fe, Mn y Cr, controlados por esta variable se mantengan en concentraciones bajas, con los siguientes promedios: Fe, 0.59-1.077 mg/l; Mn, 0.0014-0.009 mg/l, y Cr 0.0015-0.0019 mg/l (cuadro 3).

Respecto al Eh, las zonas con mayor grado de reducción de manera general, como es normal en los flujos subterráneos, disminuyen su rango en la dirección que sigue la evolución hidrogeoquímica hacia el centro del acuífero, pero vuelven a incrementarse de forma ligera hacia la zona de descarga.

Caracterización de los sistemas de flujo subterráneo

De acuerdo con la teoría de Tóth (1962, 1963), el flujo subterráneo se puede clasificar en flujo local, flujo intermedio y flujo regional. El primero se caracteriza por constituir flujos someros de trayectorias cortas, contiene la menor concentración de sólidos totales disueltos STD, las temperaturas de más bajo rango y circula en topografías montañosas; el flujo intermedio circula a profundidades moderadas y recorre distancias más largas, la concentración de STD aumenta al igual que su temperatura; el flujo regional se desplaza en las profundidades más acentuadas del acuífero, ostentando las mayores temperaturas, además de poseer los valores de STD más elevados.

Basados en la teoría de Toth (1962, 1963), y considerando los resultados de la diferenciación hidrogeoquímica que se presenta a lo largo del movimiento del agua subterránea, se sugiere la presencia de tres sistemas de flujo que se describen a continuación.

Sistemas de flujo local

Los valores de Cl en general están por debajo de 25 mg/l, que de acuerdo con las condiciones semiáridas de la zona y el tipo de materiales geológicos indican básicamente que representan la entrada atmosférica, en donde el Cl de la lluvia se concentra por evapotranspiración durante la recarga natural. Las bajas concentraciones sugieren que el proceso de recarga natural debe ser de tipo indirecto a través de zonas preferenciales como fracturas o zonas de mayor permeabilidad en el material granular y en las zonas de pie de monte de los parteaguas. Las mayores concentraciones del ion Cl (19.1 mg/l) y N-NO_3 (4.3 mg/l) se presentan en la familia bicarbonatada cálcica, indicando la presencia de flujos de tipo local, lo que sugiere la influencia de retornos de riego agrícola o lixiviados de granjas que se infiltran al subsuelo, alcanzando la zona saturada y modificando de manera ligera la calidad del agua subterránea.

Sistemas de flujo intermedio

En la familia bicarbonatada cálcica, las especies F y As, aunque son las que tienen las menores concentraciones, se define correlación con el Na, B y Li, lo que sugiere que se derivan de la interacción agua roca, pero no existe una relación con respecto a la temperatura del agua subterránea, lo que indica que se podría tratar de sistemas de flujo de tipo intermedio, cuya profundidad de circulación en tal caso sería menor a 300 m que corresponde al espesor máximo del medio granular.

Sistemas de flujo regional

Como se comentó en la descripción de evolución de la línea de sección hidrogeoquímica (figura 6), la muestra 23, perteneciente a la familia bicarbonatada sódica, y localizada en la parte norte del AJ, tiene la temperatura más elevada 36.9 °C, y una alta concentración de fluoruro 4.17 mg/l. Además, las mayores cargas hidráulicas, 2 096 msnm, se localizan también en esa área. Información que en conjunto sugiere agua relacionada a un sistema de flujo regional, que incluso por valores de cargas hidráulicas de 2 240 msnm y direcciones de flujo norte-sur que sigue el agua subterránea de porción sur del acuífero Calera, colindante al norte con el de Jerez indican el reflejo de un flujo inter-cuencas que se filtra probablemente hacia el acuífero Jerez (figura 2). En medios geológicos en los que predominan rocas volcaniclásticas, los sistemas de flujo regional se caracterizan porque su evolución geoquímica de elementos mayores se detiene en bicarbonatada sódica, ejemplos de este caso se identifican en la zona de estudio y en San Luis Potosí (Carrillo, 1996). La principal razón está asociada con los minerales con los que está en contacto, la amplia distribución geográfica de las rocas volcaniclásticas limita el contacto del agua subterránea con minerales de tipo evaporítico (yeso y anhidrita) que permitiría la evolución geoquímica del agua a sulfatada sódica, por lo tanto es posible concluir que el flujo regional está controlado por las rocas volcánicas.

Calidad del agua subterránea

La evaluación de la calidad del agua responde a la concentración de elementos mayores y traza derivados, ya sea de procesos geogénicos o antrópicos. Para tener una semblanza confiable respecto a esta importante temática se realizaron mapas temáticos interactivos con el propósito de identificar aquellas zonas del AJ en donde algunos de los elementos mayores y elementos traza pudiesen presentar concentraciones fuera de lo establecido en la NOM-127-SSA1-1994, 2000 (Secretaría de Salud, 1994).

Considerando las actividades antropogénicas que se desarrollan en la cuenca hidrológica Jerez y el marco geológico de referencia se seleccionaron los aniones y cationes mayores, Na, Cl, F, SO4, N-NO_3 y STD; en lo que concierne a elementos traza se estudió el comportamiento del As. Respecto al primer grupo, éstos se encuentran dentro de los límites permisibles, a excepción del F que forma una franja orientada

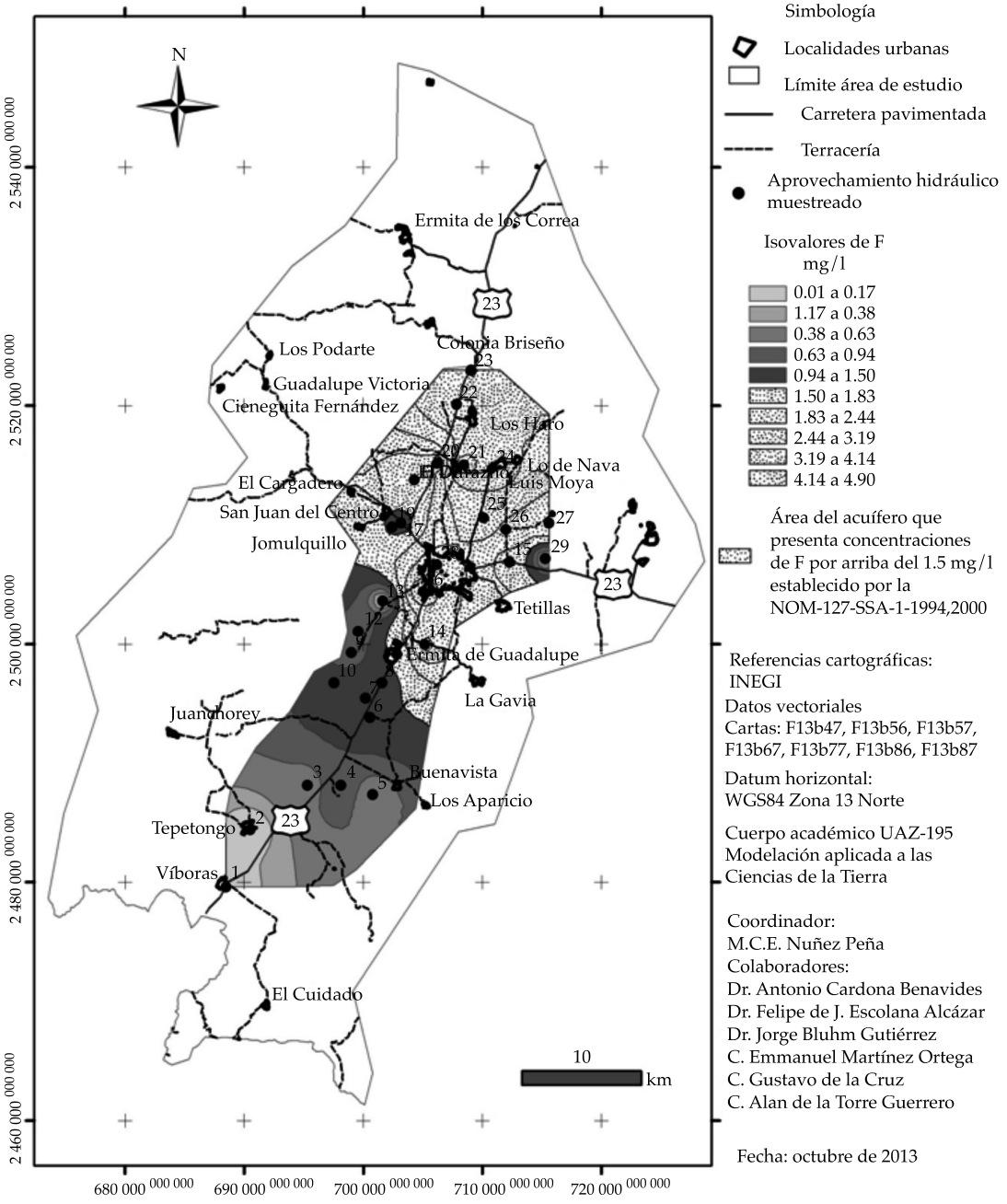


Figura 11. Mapa de isoconcentraciones de F que ilustra valores por arriba de los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 en las porciones centro y noreste del acuífero.

suroeste-noreste en la que se comprenden las muestras 14, 16 y de la 21 a la 28, con valores fuera de la normatividad oficial mexicana, que inicia en el noreste hasta la población Ermita de Guadalupe (figura 11). En cuanto al arsénico, las muestras 21 y de la 23 a la 27, localizadas en la porción norte-noreste del acuífero (figura 12), superan las concentraciones los valores

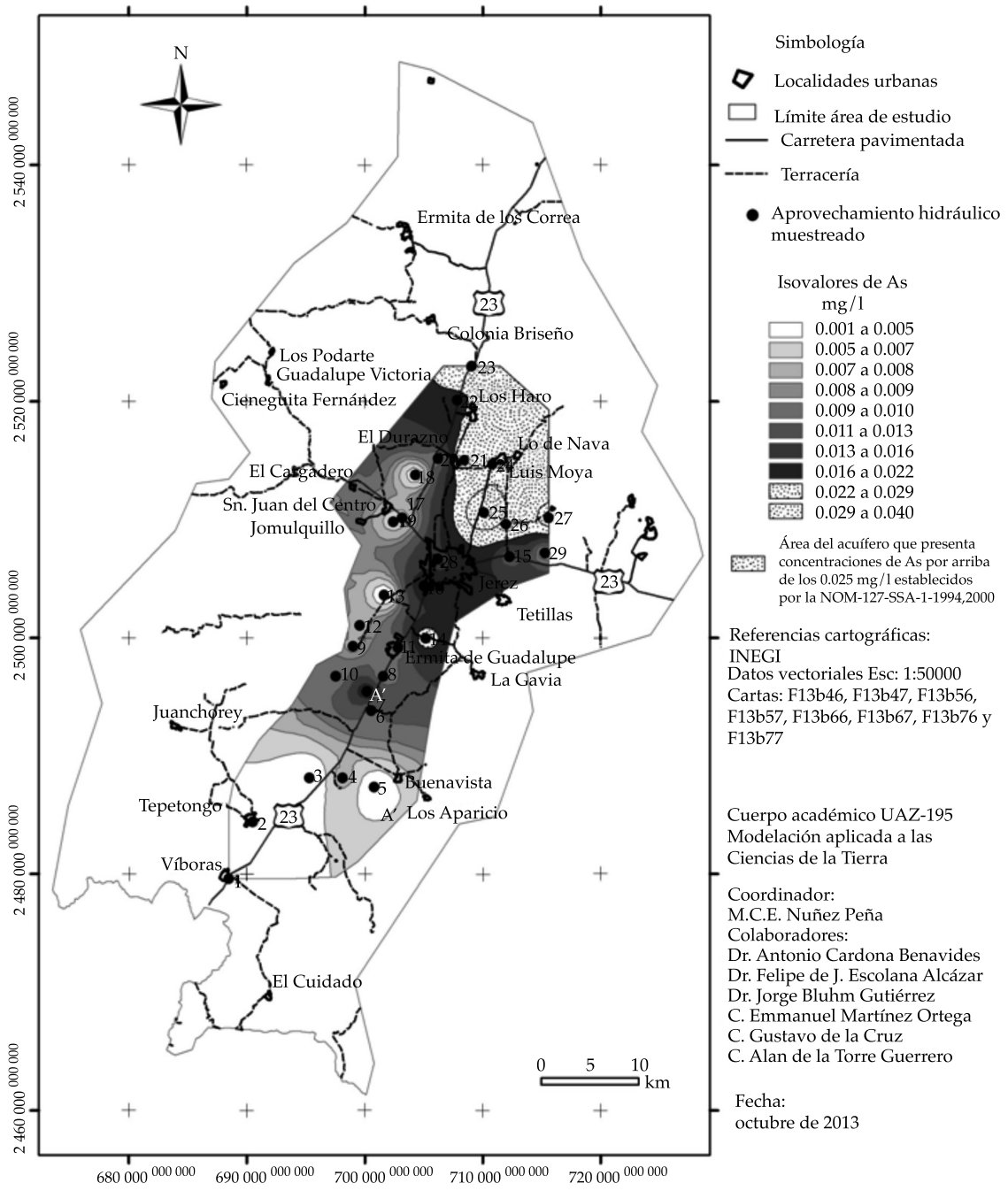


Figura 12. Mapa de isoconcentraciones de arsénico que ilustra valores por arriba de los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 en las porciones centro y noreste del acuífero.

establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, 2000 (Secretaría de Salud, 1994), pero en el resto del acuífero las concentraciones están dentro de esa norma.

Conclusiones

En el acuífero se presentan tres familias de agua: bicarbonatada sódica, bicarbonatada mixta y

bicarbonatada cálcica. De acuerdo con la composición de elementos mayores y menores (Li, F, As), en conjunto con la geología del subsuelo, fue posible definir que la primera circula por el medio fracturado (unidades de rocas volcaniclásticas) y tiene el mayor tiempo de residencia relativa en el sistema, la segunda y tercera circulan por el medio granular y, de las tres, el agua bicarbonatada cálcica es la de menor tiempo de residencia relativa en el acuífero, por lo que la bicarbonatada sódica es la que ha tenido la mayor evolución dentro del flujo subterráneo.

El análisis e interpretación de los datos químicos de elementos mayores y traza definen que se trata de agua subterránea relacionada con sistemas de flujo local e intermedio, con claras evidencias de la presencia de flujos regionales, probablemente relacionados con flujos intercuencas, como lo sería de la cuenca hidrológica Calera hacia la de Jerez, mismos que por el momento aún no se han manifestado plenamente en esta última, pero considerando la extracción intensiva que se requiere para el riego de productos agrícolas como la alfalfa, práctica ampliamente extendida en la CHJ y, por otro lado, la existencia de un incipiente riego tecnificado dentro de esa cuenca, se podría potenciar un mayor abatimiento de los sistemas local e intermedio, y por tanto incrementar la extracción de agua del sistema de flujo regional, con todas las consecuencias que ello implica por la presencia de mayores concentraciones de F, As, y probablemente algunos otros elementos pesados que contribuirían al deterioro de la calidad del agua.

En términos generales, el agua subterránea se considera de buena calidad, con excepción de la porción noreste del acuífero, en donde se presentan algunos pozos con rangos de concentración por arriba de lo establecido en la NOM-127-SSA1-1994, 2000 (Secretaría de Salud, 1994) tanto en As en los pozos 21 y del 23 al 27 (figura 12) como en F, abarcando los aprovechamientos hidráulicos situados en la porción centro noreste del acuífero (figura 11). Recomendándose por tanto la no utilización directa del agua de esos aprovechamientos para uso y consumo humano, no sin antes haber diluido con mezclas de agua subterránea procedente de otros pozos del acuífero ubicados fuera de las zonas anómalas en As y F, a fin de lograr estándares de agua potable.

Agradecimientos

Los autores integrantes del Cuerpo Académico Modelación Aplicada a las Ciencias de la Tierra, Clave UAZ-CA195 y del Cuerpo Académico "Geodinámica y Materiales de la Corteza" de la UASLP agradecen al Programa de Mejoramiento del Profesorado por el apoyo financiero brindado para la realización del proyecto *Situación actual de la hidrodinámica del acuífero Jerez, estado de Zacatecas*.

Referencias

Banning, A., Cardona, A., & Rüde, T. (2012). Uranium and Arsenic Dynamics in Volcano-Sedimentary Basins –An Exemplary Study in North-Central Mexico. *Applied Geochemistry*, *27*, 2160-2172, http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.01.001.

Cardona, A. (2007). *Hidrogeoquímica de sistemas de flujo regional, intermedio y local resultado del marco geológico en la Mesa Central: reacciones, procesos y contaminación* (238 pp.). Tesis de doctorado en Ciencias de la Tierra. México, DF: Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México.

Cardona, A., & Carrillo, J. (noviembre, 1998a). Hidrogeoquímica y mecanismos de recarga en la Sierra Madre Occidental, México (pp. 1468-1488). Vol. 3. *Memorias del 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, Montevideo, Uruguay.

Cardona, A., & Carrillo, J. (1998b). Situación hidrogeológica de las cuencas de San Luis Potosí, Aguascalientes, Hidalgo y Valle de México, como referencia conceptual del funcionamiento del agua subterránea en la región centro del país (pp. 69-83). *Memorias* del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas, León, Guanajuato, México.

Carrillo, J. (1996). Importance of the Vertical Component of Groundwater Flow: A Hydrogeochemical Approach in the Valley of San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Hydrology*, *185*, 23-44.

Carrillo, J. Cardona, A., Edmunds, W. (2002). Use of extraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high-fluoride concentration in extracted groundwater:San Luis Potosí Basin, México. Journal of Hydrology. 261, pp. 24-47

Carrillo, J., & Cardona, A. (2012). Groundwater Flow Systems and Their Response to Climate Change: A Need for a Water-System View Approach. *American Journal of Environmental Sciences*, *8*(3), 220-235.

Conagua (1974). *Estudio geohidrológico preliminar de la cuenca de Jerez, estado de Zacatecas* (75 pp.). SARH, realizado por Consultores S.A. (inédito). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (1981). *Estudio geohidrológico del valle de Jerez estado de Zacatecas* (150 pp.). SARH, realizado por Consultores S.A. (inédito). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (1974-1998). *Datos piezométricos de 136 pozos del acuífero Jerez* (20 pp.). Reporte interno. Dirección Estatal Zacatecas (inédito). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (noviembre 2009) [en línea]. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (3205) Jerez, estado de Zacatecas. *Diario Oficial de la Federación*. Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Aguasubterranea/pdf/DR_3205.pdf.

Coremi (octubre de 1997). *Informe geológico –minero y geoquímico de la carta Zacatecas F13-6, Escala 1:250,000* (154 pp.). México, DF: Consejo de Recursos Minerales, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.

Coremi (1998). *Carta geológica minera y geoquímica F13-6, escala 1:250,000*. México, DF: Consejo de Recursos Minerales, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.

Freeze, A., & Cherry, J. (1979). *Groundwater* (604 pp.). Englewood Cliff, USA: Prentice Hall.

Graniel, E., Cardona, A., & Carrillo, J. (septiembre-diciembre de 1999). Hidrogeoquímica en el acuífero calcáreo de Mérida, Yucatán: elementos traza. *Ingeniería Hidráulica en México*, 14(3), 19-26.

INEGI (2013). Conjuntos de datos vectoriales y modelos de elevación. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.

McDowell, F. W., & Clabaugh, S. E. (1979). Ignimbrites of the Sierra Madre Occidental and their Relationship to the Tectonic History of Western Mexico. *Boletín de la Geological Society of America. Special paper, 180*, 113-124.

Molina, A. (1996). Diferenciación hidrogeoquímica de los flujos de agua subterránea en la zona sur-centro del estado de Aguascalientes, México (121 pp.). Tesis de licenciatura. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.

Secretaría de Salud (1994). Modificación a la NOM-127-SSA1-1994 del agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Actualización en 2000. *Diario Oficial de la Federación, 18-1-1996*, 41-49.

Struckmeier, W., & Margat, J. (1995). Hydrogeological Maps a Guide and a Standard Legend. *Association of Hydrogeologists*, *17*, 177.

Tóth, J. (1962). A Theory of Groundwater Motion in Small Drainage Basins in Central Alberta. *Journal of Geophysical Research*, *67*(11), 4375-4387.

Tóth, J. (1963). A Theoretical Analysis of Groundwater Motion in Small Drainage Basins in Central Alberta. *Journal of Geophysical Research*, *68*(11), 4795-4812.

Wood, S. (1995). Chemical and Isotopic Method for Quantifying Ground-Water Recharge in a Regional Semiarid Environment. *Ground Water*, *33*(3), 458-486.

Dirección institucional de los autores

M.C. Ernesto Patricio Nuñez Peña
Dr. Felipe de Jesús Escalona Alcázar
Dr. Jorge Bluhm Gutiérrez
Geól. Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz
Geól. Alan de la Torre-Guerrero
Geól. Emmanuel Ortega-Martínez

Unidad Académica de Ciencias de la Tierra
Universidad Autónoma de Zacatecas
Calzada de la Universidad 108, Colonia Progreso
98000 Zacatecas, Zacatecas, México
Teléfono: +52 (492) 9226 470
epnunez@yahoo.com.mx
fescalona@hotmail.com
jorgebg5@yahoo.com
gardc@hotmail.com
che_manuel04@hotmail.com

Dr. Antonio Cardona Benavides

Área de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Av. Manuel Nava 8, Zona Universitaria
78290 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México
Teléfono: +52 (444) 8262 330, extensión 2105
acardona@uaslp.mx

Haga clic aquí para escribir al autor

La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México

• Patricia Rivera* •
Colegio de la Frontera Norte, México
*Autor de correspondencia

• Adrián Guillermo Aguilar •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Rivera, P., & Aguilar, A. G. (mayo-junio, 2015). La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 125-142.

Este estudio analiza los servicios de agua en la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe desde una perspectiva de gestión integral. Los resultados encuentran factores críticos que impiden avanzar hacia una planeación sustentable; señalan al crecimiento poblacional como elemento que detona el aumento en la demanda del recurso; reconocen la sobreexplotación de los acuíferos y su vinculación con costos de extracción superiores, disminución de la calidad del agua y altos porcentajes de pérdidas por fugas. Asimismo, el artículo apunta la inequidad social en las formas de abastecimiento y pone de manifiesto que los indicadores de cobertura del organismo operador están sobredimensionados.

Palabras clave: zona conurbada, gestión integral del agua, Zacatecas-Guadalupe.

Abstract

Rivera, P., & Aguilar, A. G. (May-June, 2015). Comprehensive Water Management in Urban Areas: Case Study of Zacatecas-Guadalupe, Mexico. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 125-142.*

This study analyzes water services in the metropolitan area of Zacatecas-Guadalupe from a comprehensive perspective. The results identify factors that impede progress in sustainable management. They indicate population growth as triggering an increase in the demand for the resource and recognize the overexploitation of aquifers and its connection with higher extractions costs, as well as decreases in water quality and high percentages of loss from leaks. The article also indicates social inequities in the supply of water and shows that the operating entity's indicators of coverage are overestimated.

***Keywords**: Conurbation zone, water integrated management, unequal water supply, Zacatecas-Guadalupe.*

Recibido: 09/04/2014
Aceptado: 29/01/2015

Introducción

La prestación de los servicios de agua en la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe ha seguido el modelo de manejo tradicional que plantea el aumento de las coberturas como respuesta al contexto de escasez y a la falta de acceso a los servicios de agua. Es decir, con el incremento de su infraestructura de abasto trata de palear los requerimientos de su creciente demanda.

En el mundo existe la crítica y reconocimiento de las constantes fallas de este manejo; se exige ver la crisis del agua no sólo como una escasez que busca satisfacer las demandas, sino como un problema de gestión integral que incorpore el uso racional del recurso, su protección y otro tipo de valores sociales, como los culturales y generacionales relacionados, así como factores ecosistémicos. Es decir, se sigue una tendencia hacia un enfoque más incluyente.

En la revisión sobre perspectivas y estudios de manejo del recurso agua, los autores concuerdan en que para solucionar los problemas de las ciudades relacionadas con los servicios de agua es necesaria una gestión integral del agua que incorpore planes a largo plazo que se elaboren con base en diagnósticos contextuales de manejo del recurso.

Para abordar los problemas de los servicios de agua en la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe se propone, por tanto, visualizar el tema en sus tres fases: extracción, conducción-abastecimiento y eliminación-reúso. Se incluye además las interrelaciones de los aspectos ambientales —características físicas, como aridez de la zona, relieve, sobreexplotación— con factores sociales, económicos y político-institucionales, que repercuten o impactan en el manejo del recurso agua. Por tanto, bajo tal marco, en este trabajo se propone analizar el manejo de los servicios de agua en la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe bajo la perspectiva de un enfoque de gestión integral.

Este trabajo se divide en cinco apartados. El primero centrado en la conceptualización teórica que ayuda a explicar el caso de estudio. El segundo que desarrolla brevemente los elementos metodológicos utilizados. En el tercer apartado se realiza un diagnóstico de las fases de prestación de los servicios de la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe, que aunque coincide con problemáticas similares tendientes a la insustentabilidad en otras ciudades en el país, su aportación radica en los datos concretos de la zona de estudio. En el cuarto se muestra un análisis institucional centrado en mayor medida en el organismo operador. El quinto, por último, brinda algunas reflexiones finales.

Algunas precisiones conceptuales para efectuar el análisis

Para entender el tránsito que ha tenido la conceptualización de la problemática de agua de un enfoque tradicional de corte más *administrativo* que contempla cuestiones políticas, institucionales, financieras, estructurales y técnico operativas a un enfoque *sistémico integral* que plantea una visión integradora y multidimensional donde interrelacionan aspectos sociales, económicos y ambientales en el manejo de los servicios de agua, en este apartado se hará un breve recuento sobre el avance de perspectiva.

Los problemas de los recursos hídricos cobran especial importancia desde mediados del siglo XX. El crecimiento poblacional contrastó con las deficiencias en infraestructura derivadas de las crecientes demandas. Los enfoques administrativos abanderados por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en los diferentes países del mundo plantearon como soluciones la construcción de infraestructuras hidráulicas y desarrollo tecnológico para el aumento de la oferta de los servicios de agua, es decir, proponían soluciones extractivas y tecnocéntricas contra la escasez del agua. Esta gestión de perspectiva política y administrativa, si bien ha logrado reconocimiento de avance en los indicadores de acceso y abastecimiento a los servicios públicos del agua, no ha conseguido reducir problemas sociales y ambientales, como la inequidad en la distribución y el incremento en el deterioro de los recursos hídricos.

Para Anton (1996: 195), la falta de sustentabilidad de los sistemas hídricos "de las ciudades de América Latina está totalmente relacionada con los modelos de desarrollo que han prevalecido y prevalecen. Si se considera sus tamaños y tasas de crecimiento, resulta claro que las megaciudades de América Latina no son modelos sostenibles a largo plazo". De ahí que las políticas de los organismos como el Banco Mundial (2013) y el Fondo Monetario Internacional, con su enfoque en la privatización de servicios de agua y aumento de tarifas como mecanismos para cumplir por parte de los países beneficiados los préstamos económicos, no logran impedir que los problemas de agua continúen de manera crítica.

Es decir, permanece la concepción mundial de crisis del agua y surge la necesidad de un enfoque *sistémico*, que replante la base del problema centrado en la escasez de las fuentes de agua. El viraje en el entendimiento de la problemática del agua por parte de los organismos públicos del orden internacional tiene un poco más de una década. Ya en el informe de la ONU "El agua, una responsabilidad compartida" se reconoce la Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH) como "un proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinados del agua, la tierra y los recursos relacionados a fin de maximizar el bienestar económico y social resultante

de una manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales" (ONU, 2007: 46), concepto tomado de la Organización Mundial del Agua (ONU, 2003).

Sin embargo, en el avance de las estrategias y política prevalecen dos grandes críticas: la retórica discursiva y las soluciones genéricas; en el primero predomina un direccionamiento institucional que se enfoca al logro de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) de reducir las personas sin acceso a fuentes de abastecimiento de agua y alcantarillado (2009). Esto demuestra avances de reconocimiento de la problemática de manera conceptual y ataduras al modelo de gestión. Y en la segunda crítica se plantean soluciones homogéneas a diferentes regiones con condiciones diferentes de recursos naturales y de capacidades institucionales. Los casos de estudio demuestran que las soluciones son tan variadas como las propias particularidades de cada ciudad y dependen de condiciones locales específicas (Anton, 1996; Schteingart & Torres, 2002; Morales-Novelo & Rodríguez-Tapia, 2007; Navarro, 2010).

En este enfoque de gestión sistémico se reconocen dos derivaciones relevantes: la gestión adaptativa e integral, caracterizada por la toma de decisiones en torno a los recursos hídricos, fuertemente relacionada con las condiciones del contexto social y ambiental (topográfico, atmosférico, hídrico, etcétera); y, por otra, el modelo de gestión Nueva Cultura de Agua (NCA), el cual surgió como un movimiento social hacia el cambio radical en la dinámica de la gestión del agua, mediante la vinculación del hombre (cultura, intereses intrageneracionales, etc.) con los ciclos hidrológicos.

La gestión adaptativa e integral señalados por Geldof y Stahre (2004), Wang y Li (2007), y Furumai (2008) promueve como componente esencial la planificación de elementos temporales, espaciales y culturales particulares. Proponen el reúso de aguas captadas de lluvia y residuales para reintegrar el ciclo urbano.

Por otra parte, la Nueva Cultura del Agua, expuesta por Jiménez-Torrecilla y Martínez (2003) y Arrojo (2005), propone que el agua, además de sus fines productivos que proporcionan bienestar económico al ser humano, tiene valores como la representación cultural y espiritual de una comunidad. Estos autores integran elementos físico-químicos y ecosistémicos al manejo del agua. Sin embargo, en su propia amplitud de visión —incorporación de las funciones ambientales y sus valores intangibles— se encuentra la dificultad en su aplicabilidad. Este modelo de gestión contempla aspectos como educación ambiental, participación de la sociedad, aspectos administrativos (mejoramiento de redes, uso eficiente y gestión en la demanda), aspectos políticos como normatividades, aspectos éticos, integración de minorías y análisis intergeneracional.

A pesar de este avance conceptual, autores como Barkin (2006) en México señalan como inalcanzables los enfoques como la NCA, porque en la realidad no se ha logrado un manejo eficiente de los servicios de agua potable. Autores como Schteingart y Torres (2002), Breña-Puyol (2007), y Morales-Novelo y Rodríguez-Tapia (2007) corroboran la incapacidad del actual modelo de ajustarse a criterios sustentables, al analizar el caso de la Ciudad de México y su zona conurbada. El mismo resultado de no sustentabilidad se analiza por Navarro (2010) en la ciudad fronteriza de Tijuana; sin embargo, su particularidad radica en que la reducción de los niveles de consumo como un factor decisivo para orientar el modelo de gestión hacia la sustentabilidad no es viable, pues el análisis de su distribución espacial señaló que la población tijuanense muestra una reducción en el consumo *per cápita* y que aproximadamente 90% de la población tiene niveles de consumo medio-bajos.

A manera de recapitulación, las críticas al manejo de agua en las ciudades señalan que no sólo se relacionen las demandas del crecimiento poblacional (Anton, 1996: 177; Schteingart & Torres, 2002: 163; Morales-Novelo & Rodríguez-Tapia, 2007: 55) y la creciente urbanización (Breña-Puyol, 2007: 70; Furomai, 2008) como causantes del desequilibrio hídrico —sobreexplotación y contaminación del recurso—, sino

que también interfieren las deficiencias institucionales: administrativas y económicas (que tienen que ver con la inequitativa dotación de agua a la población y/o servicio intermitente (Drakakis-Smith, 1995; Anton, 1996: 182-191; Schteingart & Torres, 2002: 143-145; Graizbord, 2004: 73; Breña-Puyol, 2007: 74), los deficientes sistemas de tarifas, el exceso de personal, los procesos burocráticos) y las enormes fugas de agua (Breña-Puyol, 2007: 70; López & Aguilar, 2007: 79). Coinciden además en fallas en los subsidios y hasta en la necesidad de modificación del propio comportamiento social (Jouravlev, 2004: 27; López & Aguilar, 2007: 79; Muller, 2008: 70).

Estrategia metodológica

Siguiendo la necesidad de apegarse a los contextos específico, la estrategia para desarrollar este trabajo se centró en cuatro aspectos:

1. Se efectuaron entrevistas con funcionarios clave involucrados en el proceso de manejo de agua en la zona, como Conagua, CEAPA y JIAPAZ; entrevistas con funcionarios de la Conagua, dirección local Zacatecas, dependencia normativa de nivel federal; una entrevista a un funcionario de la CEAPA del estado de Zacatecas, dependencia normativa a nivel estatal; y el resto a funcionarios de la JIAPAZ, dependencia intermunicipal encargada de la operación, mantenimiento y cobro del sistema de agua (una a la dirección de Captación, dos a la Dirección de Distribución y Alcantarillado, una al director comercial y, por último, una a la encargada del Departamento de Lectura).
2. Se realizó una revisión hemerográfica de enero de 2008 a febrero de 2009 de los dos diarios más relevantes de la zona: *Imagen* y *El Sol de Zacatecas*, con la finalidad de corroborar los problemas expuestos por los funcionarios y detectar conflictos o información relevante no identificada.
3. Se aplicó una encuesta a dos colonias de la zona de estudio con problemas de tandeo— y sugeridas por el personal de JIAPAZ— a fin de indagar sobre la inequidad en la distribución. La encuesta se dividió en cuatro apartados: cinco preguntas sobre el perfil socioeconómico del hogar encuestado; siete sobre la administración del servicio enfocadas a la calidad; 13 sobre el consumo y el aumento de tarifa, y las cinco últimas indagan sobre la organización y participación de la población en la problemática del agua.
4. Finalmente, se hizo un análisis institucional de la zona de estudio considerando tres aspectos: las instituciones involucradas en el manejo, sus funciones y sus limitaciones (Banco Mundial, 2013).

Las fases de prestación de servicios de la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe

La zona de estudio se conforma con la unión espacial de la capital del estado de Zacatecas y su vecina Guadalupe (figura 1). El clima de esta zona se caracteriza por ser semiseco templado y árido, con una temperatura media de 16 °C y alrededor de 450 mm anuales de precipitación. El abastecimiento de agua en esta zona depende

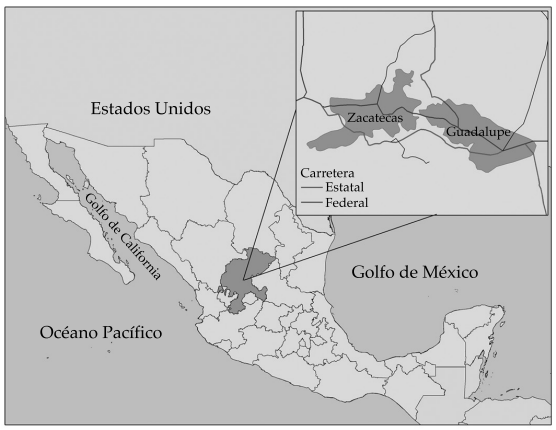


Figura 1. Ubicación de la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe. Elaboración propia con base en la cartografía del INEGI (2005).

en su gran mayoría de la explotación de acuíferos, pues sus aguas superficiales son escasas.

Datos del INEGI (1995, 1999, 2001, 2007) muestran el crecimiento de los municipios Zacatecas y Guadalupe. Sobresale Guadalupe como el municipio con el crecimiento más pronunciado en el último periodo tanto de zona de estudio como en el ámbito estatal, con 3.3% y una población de 159 991 habitantes (INEGI, 2011) (figura 2). El municipio de Zacatecas, por su parte, tuvo una tasa de crecimiento de 1.1%, con una población de 138 176 (INEGI, 2011). Para contextualizar estas tasas, es necesario mencionar que la tasa de crecimiento promedio de la entidad es de 0.9% (INEGI, 2011).

La zona de estudio ha tenido un proceso de periurbanización de sus estratos sociales en fases diferenciadas; los grupos sociales de ingresos más bajos se trasladaron a zonas periféricas debido a los menores costos de la tierra y de la construcción; mientras grupos de ingresos medios y altos se ubicaron en otras zonas periurbanas dotadas de infraestructura urbana (accesos viales y espacios comerciales) (González-Hernández, 2009). De forma paulatina, la integración del municipio de Guadalupe a la zona metropolitana de Zacatecas ha provocado tanto la expansión de la mancha urbana como la integración funcional de estos municipios, generando con ello una mayor demanda de servicios.

En relación con la cobertura estatal de viviendas particulares que cuentan con agua de red pública o agua entubada, se tiene un 94.40%. Para la zona de estudio, los niveles son mayores, Zacatecas cubre un 99.08% de sus viviendas y Guadalupe un 98.56%. Aunque estos porcentajes son muy alentadores, es necesario retomar el argumento de López y Aguilar (2007) en cuanto a la sobredimensión de las estadísticas sobre agua potable y alcantarillado. Se corrobora, además, el direccionamiento de la política institucional, centrado en la reducción de personas que no tienen acceso al agua. Sin embargo, las estadísticas no integran en sus datos el servicio inadecuado, como los tandeos y la baja calidad del recurso. Es importante señalar que la calidad de agua de un acuífero se mantiene constante en términos generales, el problema surge cuando es necesario extraer agua de niveles diferentes del acuífero (por ejemplo, cuando se sobreexplota y se obtiene agua de niveles inferiores), los cuales pueden tener mayor carga de minerales, lo que los convierte algunas veces en aguas no aptas

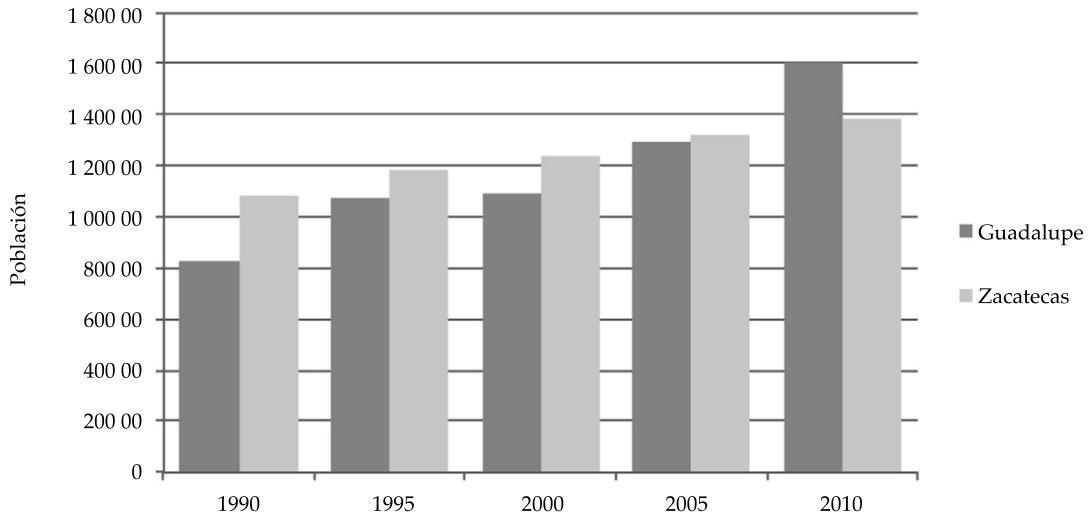


Figura 2. Crecimiento poblacional de los municipios de Zacatecas y Guadalupe 1990-2010. Elaboración propia con datos de INEGI (1995, 1999, 2001, 2007, 2011).

o con calidad deficiente para consumo humano. Además, los datos de 2011 (cifras de 2010) excluyen las viviendas que no especificaron si disponen del servicio.

Estos rezagos en los servicios y la calidad de cobertura son reconocidos por el director del organismo operador, el cual menciona que es un problema de rezago de 20 años, porque autoridades gubernamentales anteriores lo ignoraron (Torres, 11 de junio de 2013). Por tanto, aunque se realizan acciones urgentes, como la reparación-rehabilitación de líneas de agua potable (*El Sol de Zacatecas*-Redacción, 15 de abril de 2013; julio 9, 2013) y de drenaje (*NTR Periodismo Crítico*-Redacción, 2013), persisten problemas para mejorar la condición de suministro, como los tandeos frecuentes (Torres, 30 de mayo de 2013). Estos servicios intermitentes se vuelven problemas comunes de las zonas urbanas (Drakakis-Smith, 1995; Anton, 1996: 182-191; Graizbord, 2004).

Extracción

En relación con la extracción de agua, la zona de estudio se abastece por tres sistemas, con una carga hidráulica de 32 pozos. Estos sistemas de abastecimiento son relativamente recientes y más que seguir una política de planeación de crecimiento urbano y disponibilidad del recurso, responden sólo al crecimiento paulatino de la población, tal como se señala en la crítica conceptual. Se agrupan en tres sistemas: el sistema la Joya o Calera, que incluye un pozo del sistema Pimienta y al sistema Morelos; el sistema Benito Juárez, que incluye tres de los pozos del sistema Pimienta, y por último el sistema Bañuelos-San Ramón, que integra al sistema Hormigueros (figura 3).

Si los sistemas se clasifican de acuerdo con el volumen extraído para uso urbano, en primer lugar se encuentra el sistema Benito Juárez, que produce 280.77 lps (40%); seguido por el

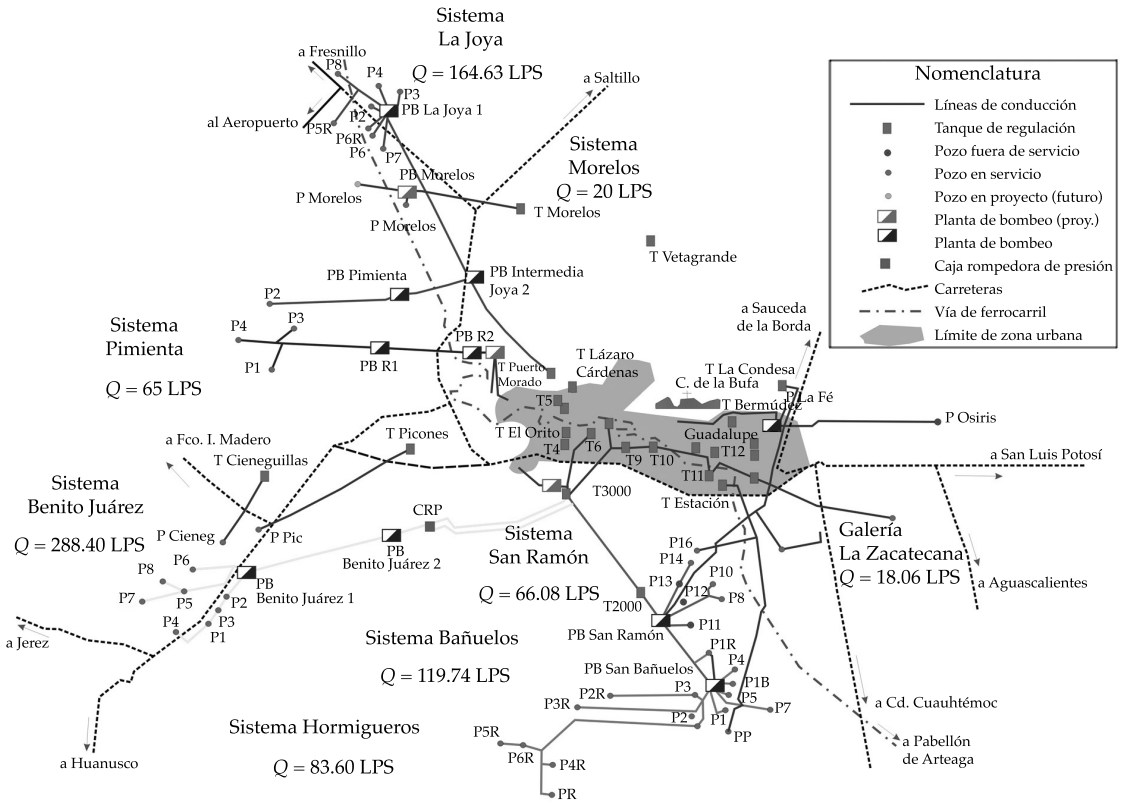


Figura 3. Sistemas de abastecimiento de agua Zacatecas-Guadalupe. Fuente: JIAPAZ (2008).

sistema Bañuelos-San Ramón, que produce 254. 84 lps (37%) y, finalmente, el sistema La Joya, que produce 161.46 l/s (23%). Estos sistemas operan las 24 horas del día (Conagua, 2007: 2 y 3). No obstante, de acuerdo con datos de Conagua (2010), es importante señalar que del agua total extraída de estos tres acuíferos, 71.1% va al sector agrícola, 20.9% lo absorbe el sector público urbano y el restante 6.5% va al sector industrial, de tal manera que en este trabajo nos referimos al 20.9%.

Este gasto total producido de acuerdo con las tomas para uso urbano, se reparte de la siguiente manera, considerando los usos: el uso doméstico integra un 94%, con 68 377 tomas, seguido del comercial con un 4%, que agrupa 3 138 tomas, y en menor medida los rubros de servicios, con 893 tomas, e industrial con 639 tomas, es decir, 1%.

Aunque un dato contundente sobre los sistemas de abastecimiento es que se encuentran sobreexplotados, no existe información precisa y única sobre los grados de sobreexplotación de los acuíferos; si se quiere comparar los diferentes datos sobre sobreexplotación consultar a Tetreault y McCullingh (2012). De acuerdo con los estudios más recientes elaborados por Conagua sobre la disponibilidad media anual de agua subterránea que compara el volumen de agua concesionada contra el volumen de recarga, el acuífero Benito Juárez tiene un déficit de -21.24 Mm^3/año; el acuífero Guadalupe-Bañuelos un déficit de 1.14 Mm^3/año, y por último el acuífero Calera tiene el mayor déficit, con 67.75 Mm^3/año (Tetreault & McCullingh, 2012, con datos de 2009). El déficit de disponibilidad de agua en el acuífero de Calera es significativamente mayor que los otros dos sistemas. Una explicación puede colocar la causa en la empresa cervecera instalada en esta área, ya que tiene elevados índices de consumo de agua: nueve hectolitros de agua por cada hectolitro de cerveza; si consideramos que la media mundial para producir cerveza oscila entre 6 y 7 hectolitros, se aprecia que funciona con índices de consumo de agua mayores.

En suma, la sobreexplotación de los acuíferos que abastecen la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe sigue el modelo tradicional, el cual utiliza los recursos buscando fuentes disponibles para cubrir necesidades a corto plazo; este enfoque cortoplacista coincide con otros casos como el de la Ciudad de México y el de Tijuana (Schteingart & Torres, 2002; Navarro, 2010). Es decir, no se integra en su planeación que la conducción de agua de lugares más alejados conlleve un aumento de precios en el proceso.

Distribución y consumo

En relación con la distribución y consumo, de acuerdo con los cálculos efectuados por Tetreault y McCullingh (2012), la población de la zona conurbada consume en promedio 230.82 litros, diarios de agua por habitante (l/d/h). Su cálculo se basó en un caudal de 825 lps y una población total de 308 821 de los cuatro municipios atendidos por JIAPAZ. Este consumo es alto si se considera el estándar internacional de 150 litros diarios para las ciudades sustentables.

A la par de este alto consumo, se habla de un porcentaje de desperdicio de agua por el concepto de fugas que oscila entre un 40 y 60%. Estas pérdidas derivan de las fugas que se explican por la deteriorada infraestructura de las redes de abastecimiento y, en menor medida, de tomas clandestinas. De acuerdo con la información obtenida del organismo operador, la pérdida es de alrededor de 50% y engloba tres conceptos: el agua no cobrada (cuota fija, fugas clandestinas y fallas en las mediciones); la pérdida física en las redes de distribución, y la pérdida en las líneas de conducción. Este último concepto es un porcentaje muy pequeño, alrededor de 2% y deriva del propio funcionamiento de las líneas.

Otro elemento que agrava el problema de las fugas en las redes es que la infraestructura hidráulica de redes de distribución y conducción de agua potable rebasa su vida útil, ya que presupuestalmente se garantiza la vida operativa de la infraestructura por 30 años. Aunado a ello, la existencia de heterogeneidad en los materiales de las redes hidráulicas empeora el problema; estas necesidades no se consideran en la planeación (Conagua, 2007: 4).

Tales fallas técnicas se agravan con factores naturales, como las cantidades de sales en el agua, pues incrementan el problema de las infraestructuras obsoletas. En este caso se encuentra el sistema Bañuelos-San Ramón —acuífero considerado como el de menor calidad—que abastece principalmente al municipio de Guadalupe, y que contiene grandes concentraciones de sales en su agua, que pueden llegar a tapar un 90% de las redes, lo que produce mayor deterioro y reducción del área hidráulica. También es necesario mencionar la topografía accidentada que caracteriza en mayor medida a la zona del municipio de Zacatecas, la cual provoca que el abasto de agua a ciertas colonias sea intermitente o por tandeo, lo cual contribuye al impacto en la disminución de la calidad del servicio. De acuerdo con el relieve de la zona, la ciudad de Zacatecas se asienta en un terreno montañoso, su elevación promedio es de 2.440 m sobre el nivel del mar; sin embargo, las montañas circundantes, como el Cerro de la Virgen, el Grillo y el del La Bufa, rozan los 2 700 m.

Los medidores son otra limitante técnica que afecta la planeación. De un total de 73 048 tomas con servicio continuo, 80.04% tiene medidor funcionando (58 474); 9.20% tiene medidor, pero no funciona (6 720); y el restante 10.75% se trata de tomas sin medidor, que se cataloga como cuota fija (7 854) (Conagua, 2007: 4). Si tomamos datos más recientes, las cifras pueden empeorar, pues la dirección local de Conagua para mediados de 2012 (Tetreault & McCullingh, 2012) señala que sólo entre un 50 y 75% de los usuarios que tiene concesiones cuenta con medidor. Además, hay una enorme incertidumbre sobre los pozos clandestinos. Por ello, sin información contundente no es posible precisar las cantidades de agua consumidas, lo cual obliga a mostrar la necesidad de generación de información precisa.

A pesar de las dificultades físicas, las zonas y colonias más afectadas son las de ingresos medios y bajos. Este es un problema recurrente de los estudios de caso analizados (Schteingart & Torres, 2002; Navarro, 2010). La inequidad en el abastecimiento se corroboró en este estudio al observar que población con menos recursos y localizada en zonas más vulnerables paga más y recibe un servicio de menor calidad y cantidad de agua. Se aplicaron dos encuestas a dos colonias en la zona de estudio: una a la colonia Toma de Zacatecas, en el municipio de Zacatecas, y otra a la colonia que lleva el mismo nombre, pero en el municipio de Guadalupe. Ambas colonias tienen problemas de abastecimiento de agua; sin embargo, cuentan con características estructurales diferentes. La primera es una colonia antigua y consolidada, donde sólo parte de la población tiene problemas de tandeos y poca presión; este problema se relaciona con la topografía, por encontrarse en las partes altas de la colonia, pues la población de la parte baja no tiene problemas de tandeo y califica el servicio como bueno. La segunda es una colonia más pequeña, que se encuentra en formación, el tandeo es generalizado —utilizan tambos de 200 litros y tinacos para almacenar agua—, 90% de sus habitantes no cuenta con medidor y por lo tanto tiene una cuota fija de pago; la topografía de la zona también afecta, ya que en la parte alta de la colonia el problema es más agudo; en general, en esta colonia el abastecimiento de agua es deficiente; sin embargo, se deduce que por ser una colonia de nueva creación no se percibe una insatisfacción por la forma de obtener el servicio y, en general, están de acuerdo en pagar una cuota fija; las colonias con menores recursos se ubican en la tarifa de la zona I, pagan una cantidad menor de agua; empero, esta colonia, por no contar con medidores, paga una tarifa fija, que en algunos casos puede resultar superior a la tarifa, aunque esto les permite beneficiar a otras personas de la colonia, al pasarle agua sin pagos extra.

Es importante mencionar que en ambas colonias encuestadas, gran parte de la población que tiene servicio de tandeo utiliza de manera más eficiente el recurso agua, por ejemplo, se fomenta el reúso: el agua usada para lavar ropa se utiliza además para regar plantas, lavar la banqueta, etcétera. La organización de las actividades domésticas gira en torno a los días de disponibilidad del recurso: se prevé el llenado

de sus tinacos y tambos y, por lo regular, no les falta agua. Sin embargo, es necesario aclarar que esta actitud de cuidado del agua deriva de hacer rendir *su recurso*, y no de una actitud consciente de conservación o sustentabilidad.

Eliminación

En relación con las viviendas que cuentan con drenaje, el Estado cubre un 88.07% de las viviendas y la zona de estudio también tiene coberturas mayores: Zacatecas, con un 96.06%, y Guadalupe, con un 95.84% (INEGI, 2011). No obstante, el tratamiento que se efectuaba de esas aguas captadas hasta años recientes era mínimo.

Son dos las descargas principales en la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe. La primera se conduce hacia el arroyo de La Plata y capta un 80% del volumen total descargado; el restante 20% se descarga en la planta de tratamiento El Orito y Peñoles (Conagua, 2007: 5). Hasta 2012 sólo se trataba la mitad de la capacidad de la planta el Orito, es decir, alrededor de 10% del agua residual total generada. No obstante, en marzo de 2012, se inauguró la Planta Tratadora de Aguas Residuales ubicada en la comunidad Noria de Gringos, la cual tiene una capacidad de tratamiento del 17%, incrementando el volumen de aguas tratadas.

Finalmente, en septiembre de 2013, se inaugura la planta de tratamiento Osiris, ubicada al oriente de la zona conurbada de Guadalupe, planta de mayor capacidad de operación en el estado. De acuerdo con la información periodística, esta obra tiene la capacidad de tratar hasta 600 litros de aguas negras cada segundo y saneará un 80% de las aguas residuales de Zacatecas y la totalidad de las aguas de Guadalupe; por lo tanto, tratará la parte faltante de aguas residuales de la zona conurbada (*El Sol de Zacatecas*-Redacción, 7 de septiembre de 2013). Este tratamiento era vital e impostergable debido a que el agua que se conduce al arroyo de La Plata y que llega a la zona de la Zacatecana (80%) era utilizada para riego de cultivos, lo que conducía a problemas de contaminación de los productos agrícolas, generación de efectos negativos en los ecosistemas de la zona y riesgos para la salud de la población.

De acuerdo con información del personal de Conagua (2003), la zona de la Zacatecana era regada con las aguas residuales, como ya se mencionó, lo que le facilitó extender su área agrícola. El agua que se trata en el Orito también era utilizada para fines de riego, y aunque de esta agua sólo se trata la mitad, la ventaja es que al juntar el agua tratada y no tratada se reducía la carga contaminante, por lo tanto, los cultivos eran afectados en menor medida. Esta realidad puede ser cambiada con la puesta en marcha de la planta Osiris, ya que de su agua tratada se han comprometido reutilizar 25% del agua que será destinada a uso agrícola para el riego de cultivos de tallo alto (Ollaquindia, 2013). A pesar de señalar la contaminación como un problema constante de largo plazo, es necesario reconocer los grandes avances en la construcción de infraestructura para el tratamiento de agua.

En suma, en las fases de prestación de los servicios de agua se observa el tránsito de los factores que contribuyen al mal manejo del recurso: sobreexplotación de los acuíferos; riesgos naturales de salinización; desperdicio del recurso tanto por infraestructuras obsoletas como por tomas clandestinas; fallas en los medidores instalados y sin servicio; inequidad en el abastecimiento de agua, y hasta hace muy poco tiempo, contaminación provocada por las aguas residuales sin tratamiento. Sin embargo, para tener un panorama de gestión integral, es necesario señalar los problemas institucionales, administrativos y políticos que agravan este contexto.

Aspectos institucionales en la prestación de los servicios de agua

Instituciones involucradas en el manejo

Las tres dependencias relacionadas con el manejo, operación y normatividad del agua son la Comisión Nacional del Agua (Conagua), de-

pendencia federal, cuya visión es ser un órgano normativo y de autoridad con calidad técnica, y promotor de la participación de la sociedad y de los órdenes de gobierno en la administración del agua; la Comisión Estatal de Agua Potable y Alcantarillado (CEAPA), que era hasta el año 2012 la dependencia normativa estatal, cuya función es ejecutar diversos programas en todo el estado —obras de administración, conservación, mantenimiento y desarrollo de los sistemas de agua potable y alcantarillado— con recursos federales, estatales, municipales y de los propios beneficiarios de las obras; a partir del 1° de enero de 2013, por decreto gubernamental, desaparece esta Comisión para dar paso a la Secretaría de Agua y Medio Ambiente del Estado de Zacatecas (esta nueva dependencia fusiona dos instituciones clave para el estado, la CEAPA y el Instituto Estatal de Medio Ambiente de Zacatecas (IEMAZ), que tenía como función el cuidado ambiental); y, por último, la JIAPAZ, que es un organismo operador descentralizado e intermunicipal, que tiene el compromiso de proporcionar el servicio de agua potable a los usuarios en cantidad y calidad. Este último desarrolla procesos tales como extracción, potabilidad, conducción, comercialización y tratamiento de aguas residuales y su reúso (JIAPAZ, 2005: 11) (Ver figura 4). La JIAPAZ se conforma por seis direcciones: la Dirección General, que integra los departamentos de Asuntos Jurídicos, Auditoría Interna, Atención a Usuarios y Comunicación Social; la Dirección Técnica, subdividida en los departamentos de Estudios y Proyectos, Construcción, y Fraccionamientos; la Dirección de Captación, integrada por los departamentos Captación Zacatecas y Captación Guadalupe; la Dirección de Distribución y Alcantarillado, constituida por los departamentos de Distribución y Alcantarillado Zacatecas, Distribución y Alcantarillado Guadalupe, Oficinas Foráneas Zacatecas, Oficinas Foráneas Guadalupe y Calidad del Agua; la Dirección Comercial, que aglutina los departamentos de Informática, Comercial Zacatecas, Lectura y Notificación Zacatecas, Comercial Foráneo Zacatecas, Comercial Guadalupe, Lectura y Notificación Guadalupe y Comercial Foráneo Guadalupe; finalmente, la Dirección Administrativa, compuesta por los departamentos de Finanzas, Recursos Humanos, Servicios Generales, y Operación y Mantenimiento de Sistemas de Red (*Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas*, 2 de julio de 2005).

Aunque las tres dependencias mencionadas repercuten en el uso y manejo del recurso agua, el enfoque del caso de estudio fue, en mayor medida, en la JIAPAZ, por ser el organismo operador local del que se obtuvo mayor información.

Aspectos financieros

Los problemas más relevantes del organismo operador de agua son no ser autosuficiente ni financiera ni políticamente. Para Jouravlev (2004), Garrocho (2004), y López y Aguilar (2007), este organismo tiene una debilidad institucional. Respecto al plano económico, el cobro del agua está por debajo de su costo real y es subsidiado por el gobierno. Con base en la información de Conagua (2007: 6 y 7), JIAPAZ factura un total de 73 848 507 pesos, que provienen de 73 048 tomas con servicio continuo (7 854 tomas de cuota fija y 65 194 de servicio medido) y recauda de esta agua facturada 68 226 290, lo que representa un 92% de eficiencia de cobranza; esto indica que un 8% del agua facturada no es recaudada.

Si se compara la eficiencia de cobranza con organismos operadores de las ciudades fronterizas, como Tijuana o Nuevo Laredo (Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana, Baja California o la Comisión Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Nuevo Laredo, Tamaulipas), que tienen una eficiencia de cobranza de 69 y 68%, respectivamente (de acuerdo con el artículo 121 de la Ley General de Salud protegen al usuario al no permitir el corte del abastecimiento de agua; Flores, 2008: 22), se puede afirmar que la medida de *suspensión del servicio* utilizada en el cobro de los servicios es exitosa en la zona de estudio. A pesar de ello, sus ingresos quedan por debajo de la

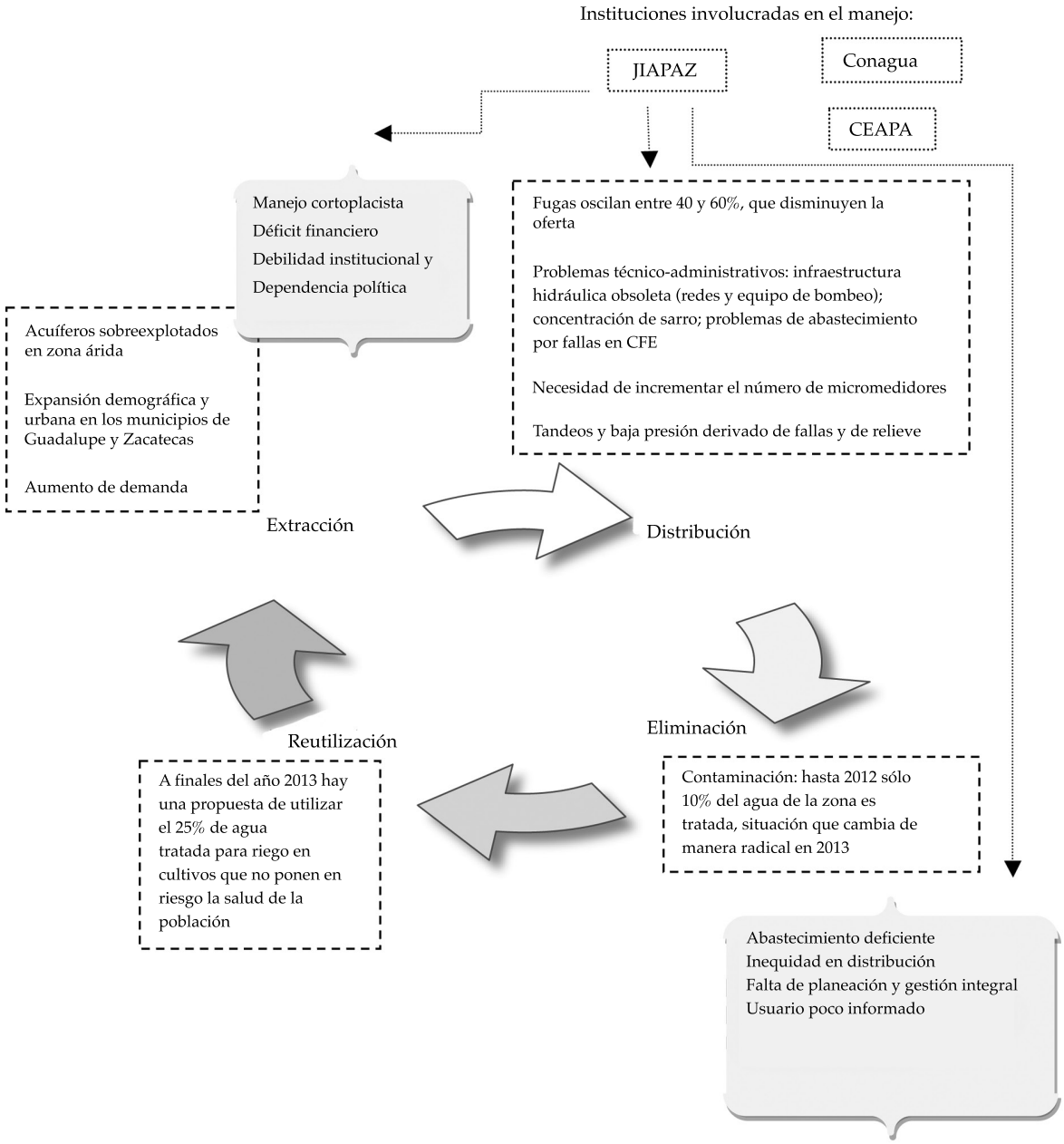


Figura 4. Problemas en el manejo hídrico urbano de la zona Zacatecas-Guadalupe. Elaboración propia.

cifra de sus egresos, lo que indica problemas económicos y, por consiguiente, repercusiones en su funcionamiento.

De acuerdo con información obtenida para el año 2007, el déficit financiero de operación del organismo era de 16% (cuadro 1). Este déficit financiero es un problema constante de los organismos operadores; en mayor o menor medida sus bajas autonomías financieras son evidentes (Schteingart & Torres, 2002; Navarro, 2010). Los rubros principales del ingreso eran los servicios de agua y los derechos de desarrollos. Por su parte, los gastos más significativos son la energía eléctrica y los servicios personales o

Cuadro 1. Déficit en el gasto corriente de JIAPAZ.

Ingresos (46%)		**Egresos (54%)**	
Concepto	**Pesos**	**Concepto**	**Pesos**
Servicio de agua	68 226 929	Servicios personales	48 823 232
Derechos de desarrollo	20 516 291	Energía eléctrica	46 045 671
Otros	8 678 876	Otros	12 169 728
Derechos de conexión	1 155 566	Derechos por uso o explotación de aguas y descargas de agua residual	8 195 361
Venta de aguas residuales tratadas	119 137	Materiales y suministros	2 860 452
Servicio de alcantarillado	83 726		
Total	**98 780 525**		**118 094 444**
Déficit			**19 313 919**

Fuente: elaboración propia con datos de Conagua (2007: 6 y 7).

sueldos. Este déficit empeora si se considera que en los gastos operativos o de funcionamiento no se incluyen los costos de mantenimiento y reparación de las infraestructuras obsoletas y dañadas, ni tampoco se incorpora la deuda atrasada que se tiene con la Comisión Federal de Electricidad (CFE). Este problema pendiente con la CFE se relaciona con aspectos administrativos y financieros, pues cuando esta red tiene fallas provocadas por ventarrones y descargas eléctricas y en la temporada de lluvias (Amador, 2008; Castro, 2008), el bombeo del agua en los pozos se detiene. Por lo tanto, para la Dirección de Captación de JIAPAZ, estos problemas están fuera de su control.

Estos datos muestran cómo las autoridades del organismo operador tienen una actitud cortoplacista en la resolución de sus problemas; es decir, hay una saturación en sus funciones específicas y se busca solucionar de manera inmediata, lo que provoca conflictos más profundos en el largo plazo (Anton, 1996). A pesar de este manejo, en las entrevistas a los funcionarios se percibe el amplio conocimiento de los problemas que se tienen en cada dirección que conforma dicho organismo, tal es el caso de la Dirección de Captación, de la Dirección de Distribución y Alcantarillado, y de la Dirección Comercial, por mencionar sólo algunas. Sin embargo, sus actividades cotidianas no permiten la existencia de un análisis integral que proponga una solución propositiva a los problemas del organismo.

Tarifas

Si nos centramos en las tarifas, JIAPAZ está estratificado en tres niveles o zonas domésticas de acuerdo con el nivel socioeconómico. Hasta octubre de 2008 se manejaba por el acuerdo a la *Modificación de tarifas de agua potable y alcantarillado* de 1999, es decir, las tarifas se conservaron estáticas por nueve años, mientras los gastos de operación incrementaban. La tarifa mensual mínima para los usuarios en la zona I era de 45 pesos, pagando el usuario 30 y gobierno del estado 15 pesos; en la zona II, la tarifa era de 49 pesos; finalmente, en la zona III, 59 pesos (*Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas*, 9 de junio de 1999). Se especulaba que la razón de que no incrementaran las tarifas era debido a *costos políticos* o, como señala Aguilera (2006: 4), debido a "una administración pública que inhibía sus responsabilidades con el fin de no enfrentarse a determinados conflictos y grupos de interés".

Como resultado de este déficit financiero, el sistema tarifario del organismo operador de agua potable inició un proceso de ajustes para solventar los costos de operación. El 25 de octubre de 2008 se publicó un cambio tarifario; lo más destacado de él fue que el consumo mí-

nimo transitó de 15 a 10 m^3 (*Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas*, 25 de octubre de 2008). De tal manera que si la zona I consumía de 0 a 10 m^3 pagaba 47 pesos y si este consumo mínimo saltaba 1 m^3, el pago era de 98 pesos, por situarse ya en el rango que oscilaba entre 11 y 20 m^3. En la zona II, por el rango de 0 a 10 m^3 se pagaban 78.40 pesos y 172.20 pesos si se situaba en el siguiente rango. Por último, en la zona III, por el consumo de 0 a 10 m^3se pagaban 94.40 pesos y si se transitaba al siguiente rango, el pago ascendía 205.20 pesos. En síntesis, se puede argumentar que el incremento se justificó por dos razones: los problemas económicos por los que atravesaba el organismo operador y por ser una zona árida que necesita integrar en su planeación el ahorro del recurso agua. Sin embargo, el problema fue que no existió información dirigida a la población, como no se efectuó una campaña de concientización, donde se le expusieran los objetivos del incremento y los problemas que se resolverían con él, la población no se explicaba el porqué del aumento ni la necesidad de bajar el consumo de agua para situarse en el primer rango y pagar solamente el consumo mínimo. Para analizar a detalle las tarifas y los cambios propuestos, ver el cuadro 2. Como lo mencionan Ridder y Wostl (2005), al incluirse el conocimiento e información hacia la localidad, se sustenta la transparencia en el proceso y la representatividad de los grupos. Es vital que la ciudadanía tenga información para generar una concientización sobre el recurso y de esta manera se produzca una mayor autonomía y responsabilidad de su parte.

El resultado de este aumento fue un desacuerdo generalizado por parte de los usuarios, por lo que esta tarifa se mantuvo sólo por cuatro

Cuadro 2. Tarifas del organismo operador.

Tarifa mantenida por nueve años

1999-2009	**Zona 1**	**Zona 2**	**Zona 3**
	0-15 m^3	**0-15 m^3**	**0-15 m^3**
	$45.00	**$49.00**	**$59.00**
Paga usuario	$30.00		
Subsidio del Estado	$15.00		

Tarifa mantenida por cuatro meses

De octubre 2008 a enero 2009	**Zona 1**		**Zona 2**		**Zona 3**	
	0-10 m^3	**11-20 m^3**	**0-10 m^3**	**11-20 m^3**	**0-10 m^3**	**11-20 m^3**
	$47.00	$98.00	$78.40	$172.20	$94.40	$202.20

Tarifa actual (ajustada)

De 2009 a la fecha	**Zona 1**	**Zona 2**	**Zona 3**
	0-10 m^3	**0-10 m^3**	**0-10 m^3**
	$48.00*	$63.70	$76.70
Propuesta menos tarifa anterior		$78.40 - $49.00	$94.40 - $59.00
Diferencia		$29.40	$35.40
50% de la diferencia		$17.70	$17.70
Suma de tarifa anterior más incremento de 50%		($49.00 + $17.70) = $63.70	($59.00 + $17.70) = $76.70

* Se le incrementó sólo la inflación del periodo.
Fuente: elaboración propia con datos del *Periódico Oficial del Gobierno del Estado* (1999 y 2008).

meses (de octubre de 2008 a enero de 2009). El argumento para el cambio de tarifa fue "el apoyo en etapa de crisis financiera a la población de la zona conurbada", señalando al gobierno como protector de esta negociación, el Consejo Consultivo de la JIAPAZ acordó una reducción de 50% sobre el aumento aplicado en octubre, que iniciaría en febrero de 2009 (*Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas*, 7 de febrero de 2009). Por ejemplo, si en la zona II se pagaban 49 pesos antes del 25 de octubre del 2008, en el periodo de octubre 2008 a febrero 2009 se pagaba 78.40 pesos (29.40 pesos más). A partir de la modificación de febrero de 2009 se pagará la mitad del incremento, es decir los 49 pesos más 14.70, que ascienden a 64 pesos. Así, con este acuerdo, los 66 mil usuarios que tienen la tarifa doméstica de la zona II pagarán 64 pesos, es decir 15 pesos más que años anteriores. Los tres mil usuarios de la zona doméstica III pagarán 78 y los casi veinte mil usuarios de la zona I de colonias pobres y sectores vulnerables pagarán sólo 48 pesos; el aumento se mantendrá proporcional a la inflación. Este cobro se mantendrá para usuarios que no rebasen los 10 m^3 (López, 2009; Ibarra, 2009).

Esta modificación en la tarifa muestra el poder de la presión política y el poco seguimiento de un plan a largo plazo que introduzca medidas de ajuste eficientes. Hasta que la situación se vuelve insostenible se realizan modificaciones y éstas no están debidamente fortalecidas.

La información de la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe nos muestra el proceso de manejo de agua urbana ineficiente (figura 4). Se relacionan elementos *ambientales* (contexto desértico, relieve accidentado de algunas zonas, sobreexplotación de sus pozos) con aspectos *sociales* (crecimiento de la población urbana que genera un desequilibrio hídrico, inequidad en la distribución, desconocimiento generalizado de la problemática del agua por parte del usuario) y factores *institucionales* (debilidad económica y manejo cortoplacista del organismo, infraestructura hidráulica obsoleta, sistema tarifario sujeto a intereses políticos), que en su conjunto demandan una planeación integral para la mejora del manejo del recurso.

Reflexiones finales

El avance y reconocimiento de una gestión integral en los recursos hídricos en el mundo es innegable, sin embargo las evidencias muestran que los progresos en este análisis integral son más conceptuales que aplicados. Los casos de estudio centrados en el manejo de los servicios en zonas urbanas coinciden en problemáticas similares y manejos no sustentables, pero al mismo tiempo se alcanzan a ver particularidades o contextos, lo que permite buscar soluciones más adecuadas.

Los problemas de manejo hídrico urbano que se manifiestan en la figura 4 son el resultado de una variedad de interacciones ambientales, sociales, administrativas y económicas, que dan cuenta de un manejo ineficiente del recurso agua en la zona de estudio. Evidencian un modelo de gestión cortoplacista y carente de un manejo integral, que puede llegar incluso a condicionar el desarrollo socioeconómico de la zona conurbada.

Generalmente se plantean soluciones homogéneas dirigidas desde el ámbito nacional; estas políticas de carácter mayoritariamente técnico se traducen en alternativas como la perforación profunda de pozos para abastecer a más población, la búsqueda de nuevos acuíferos, el uso de instrumentos restauradores del ambiente o la innovación tecnológica. No obstante, no contextualizan los espacios y recursos, por lo que sólo palean el problema de forma parcial y con el transcurso del tiempo se conduce a problemas más agudos.

Si analizamos las fases de la prestación de los servicios de agua y alcantarillado, se observa que en cada una de ellas se arrastran deficiencias que van magnificando el problema general. Por ejemplo, al resolver las demandas de agua por el incremento poblacional, se sobreexplotan los acuíferos; se extrae agua más profunda que conduce a una disminución de la calidad del líquido; se extrae de lugares más alejados, lo cual conlleva un incremento de recursos para infraestructura, entre otros costos necesarios.

En la fase de distribución y consumo, pero involucrando al organismo operador de la zona de estudio, se constata que resuelven conflictos que se presentan de forma cotidiana, como solventar su gasto corriente con los ingresos disponibles; pero a cambio se descuida la inversión real requerida para mantenimiento de las redes o plantas de tratamiento, o pago de gastos viales, como los de la CFE, lo que conduce a compromisos económicos actuales y su agudización en el futuro. Aunque por supuesto es necesario reconocer el amplio trabajo que desarrolla el organismo en áreas de mejora y reparación de fugas en diferentes tramos, se sigue esta tendencia emergente que no resuelve en la totalidad los problemas.

El estudio también revela la existencia de inequidad social en la distribución y acceso a los servicios de agua, lo cual se traduce en que los altos indicadores de cobertura y eficiencia del organismo operador del servicio están sobredimensionados, pues no contemplan que la población con menos recursos y localizada en zonas más vulnerables paga más y recibe un servicio de menor calidad y cantidad de agua.

En relación con las tarifas, es necesaria una actualización constante de las mismas, que conlleve a que se recuperen los costos *reales* implicados en la producción del agua. Ello incentivaría dos aspectos primordiales: primero el uso eficiente de los servicios por parte de los usuarios, donde la participación conjunta y la concientización de la problemática es determinante, porque como se observó si no hay una comunicación adecuada entre las autoridades que prestan el servicio y el usuario, los cambios tarifarios son rechazados y no tienen futuros prometedores; segundo, la estabilidad financiera del operador, aspecto prioritario en la planeación y autonomía del organismo. De lo contrario, se continuará con la tendencia de ser rebasado en su manejo administrativo, económico y político.

En la fase de eliminación es necesario dar continuidad a los adelantos en la infraestructura del tratamiento de aguas residuales; es imprescindible pensar en el reúso del agua tratada como un recurso de primera mano. Por ello, en zonas desérticas, los estudios sobre factibilidad de uso de aguas tratadas son urgentes. Más que continuar con el enfoque de escasez de agua, es prioritario el uso eficiente de las fuentes existentes. Si hay un avance técnico relacionados con la eficiencia en la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales que se vincula con el cumplimiento adecuado de las normas de descontaminación, le sigue fomentar un compromiso social que oriente hacia la aceptación y el control del reúso, por supuesto cubriendo las implicaciones de salud pública que conlleva, así como un replanteamiento de corte económico que integre la planeación de sistemas efectivos de reúso, y por último y el más importante, el compromiso político para continuar con esta iniciativa.

Por otra parte, en un contexto como el de la zona de estudio, es inaceptable que se continúe con un modelo de gestión lineal en el que se compromete la estabilidad hídrica de las ciudades. La zona tiene como punto de partida una situación histórica de aridez, que constituye una limitante para la mayor parte del estado de Zacatecas. Por tanto, el uso sustentable del agua debe contemplar la reducción de las pérdidas físicas y comerciales del organismo operador, la equidad social en las formas de distribución, la gestión corresponsable entre los organismos administradores —instituciones—, operadores y usuarios del servicio, y fundamentalmente la efectividad en el reúso. Todo ello da cuenta de la necesidad de planeación y aplicación de una política más integral que contemple diferentes ejes del problema para resolverlo en su conjunto.

Por último, como temas clave a futuro destacan la generación de indicadores públicos y actualizados, que permitan tener certidumbre de la información y el estado actual de la gestión del agua y la proyección de su tendencia hacia escenarios futuros, así como la búsqueda de formas precisas de concientización de la población sobre el recurso agua en una zona árida y el conocimiento de los ciclos del agua.

Referencias

Aguilera, F. (2006). Hacia una nueva economía del agua: cuestiones fundamentales. *Polis, Revista de la Universidad Bolivariana*, *5*(14), 1-13. Consultado el 26 de abril de 2008. Recuperado de http://polis.revues.org/5044.

Amador, J. (20 de marzo de 2008). *Ventarrones dejan sin agua a gran parte de Zacatecas* (imagen). Consultado en enero de 2009. Recuperado de http://hemeroteca.imagenzac.com.mx/.

Anton, J. D. (1996). *Ciudades sedientas. Agua y ambientes urbanos en América Latina*. Ottawa: Coedición del Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, UNESCO y Editorial NORDAN-Comunidad.

Arrojo, P. (2005). *Los retos éticos de la nueva cultura del agua* (p. 6).Encuentro por una Nueva Cultura del Agua en América Latina, España. Consultado el 10 de noviembre de 2009. Fundación Nueva Cultura del Agua. Recuperado de http://www.fnca.eu/fnca/america/docu/pedroarrojo.pdf.

Banco Mundial (2013). *Estudio para el mejoramiento del marco institucional para la gestión del agua*. Consultado el 20 de enero de 2015. Chile: Banco Mundial. Recuperado de http://www.dga.cl/Documents/Chile%20DGA%20Estudio%20para%20el%20Mejoramiento%20del%20Marco%20Institucional%20para%20la%20Gestion%20del%20Agua.pdf

Barkin, D. (2006). Las contradicciones de la gestión del agua urbana en México (pp. 44-71). En D. Soares, V. Vázquez, A. Serrano, & A. R. Regalado (Coords.). *Gestión y Cultura del Agua*. Tomo I. México, DF: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Breña-Puyol, A. F. (2007). La problemática del agua en zonas urbanas (pp. 69-89). En J. A. Morales-Novelo & L. Rodríguez-Tapia (Coord.). *Economía del agua. Escasez del agua y su demanda doméstica e industrial en áreas urbanas*. México, DF: Miguel Ángel Porrúa.

Castro, J. (4 de marzo de 2008). *Se quedan sin agua diez colonias debido al fuerte viento*. Consultado el 28 de enero de 2009. Recuperado de http://www.oem.com.mx/elsoldezacatecas/notas/n616580.htm.

Conagua (2010). *Resumen del número de aprovechamientos y volumen concesionado por uso (m^3), y por acuíferos*. Zacatecas, México: Comisión Nacional del Agua, Dirección Local Zacatecas, Coordinación del Área Técnica, Departamento de Aguas Subterráneas.

Conagua (2007). *Reporte de la Subdirección General de infraestructura Hidráulica Urbana*. Zacatecas, México: Comisión Nacional del Agua, Mimeo.

Conagua (2003). *Calidad del Agua*. Zacatecas, México: Comisión Nacional del Agua, Gerencia Estatal de Zacatecas, Subgerencia de Ingeniería, Saneamiento y Calidad del Agua, Mimeo.

Tetreault, D. & McCulligh, C. (2012). *Alternativas para el abastecimiento de agua para la Zona Conurbada de Zacatecas y Guadalupe*. Primer Seminario Nacional Las Ciudades y sus Retos del Milenio. Los Problemas Sociourbanos Regionales de las Ciudades Mexicanas, Zacatecas, Zacatecas, del 21 al 23 de noviembre.

Drakakis-Smith, D. (1995). Third World Cities: Sustainable Urban Development. *Urban Studies*, *32*(4-5), 659-677.

El Sol de Zacatecas-Redacción (7 de septiembre de 2013). En Zacatecas inauguran planta de tratamiento de aguas residuales Osiris. *El Sol de Zacatecas*. Consultado el 7 de noviembre de 2013. Recuperado de http://www.oem.com.mx/elsoldezacatecas/notas/n3115354.htm.

El Sol de Zacatecas-Redacción (15 de abril de 2013). Rehabilita JIAPAZ red de agua potable. *El Sol de Zacatecas*. Consultado el 6 de febrero de 2013. Recuperado de http://www.oem.com.mx/elsoldezacatecas/notas/n2950106.htm.

Flores, J. I. (2008). *Las políticas de reforzamiento del pago y su impacto en la provisión de los servicios de dos organismos operadores de agua en el norte de México*. Tesis de grado. Maestría en Administración Integral del Ambiente. Tijuana, México: El Colegio de la Frontera Norte.

Furomai, H. (2008). Urban Water Use and Multifunctional Sewerage Systems as Urban Infrastructure (pp. 29-46). In: K. Hanaki (Ed.). *Urban Environmental Management and Technology*. Earth and Environmental Science Collection. Tokio: Springer Japan.

Garrocho, C. (2004). Diez reflexiones sobre el agua (pp. 45-62). En B. Graizbord & J. Arroyo- Alejandre (Coords.). *El futuro del agua en México*. México, DF: Centro Cultural S.A. de C.V.

Geldof, G. & Stahre, P. (2004). The Interaction between Water and Society, a New Approach to Sustainable Stormwater Management (pp. 381-394). In J. Marsalek, D. Sztruhar, M. Giulianelli, & B. Urbonas (Coords.). *Enhancing Urban Environment by Environmental Upgrading and Restoration*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

González-Hernández, M. (2009). La revitalización del Centro Histórico de Zacatecas y la conciencia social. *Economía, Sociedad y Territorio*, *9*(30), 473-513.

Graizbord, B. (2004). Los umbrales del agua: preguntas y desafíos (pp. 63-86). En B. Graizbord & J. Arroyo-Alejandre (Coords.). *El futuro del agua en México*. México, DF: Centro Cultural S.A. de C.V.

Ibarra, F. (28 de enero de 2009). Reducirán 30% las tarifas del agua potable en cuatro municipios. *El Sol de Zacatecas*. Consultado el 28 de enero 28 de 2009. Recuperado de http://www.oem.com.mx/elsoldezacatecas/notas/n1024550.htm.

INEGI (2011). *Perspectiva estadística de Zacatecas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 29 de diciembre de 2011. Recuperado de http://www.

inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/perspectivas/perspectiva-zac.pdf.

INEGI (2007). *Anuario estadístico del estado de Zacatecas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 11 de septiembre de 2008. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/Aee07/estatal/zac/index.htm.

INEGI (2001). *Anuario estadístico del estado de Zacatecas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 11 de septiembre de 2008. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/Sistemas/aee01/estatal/zac/index.htm.

INEGI (1999). *Anuario estadístico del estado de Zacatecas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 11 de septiembre de 2008. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/Aee99/estatal/zac/index.htm.

INEGI (1995). Anuario estadístico del estado de Zacatecas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 11 de septiembre de 2008. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/Aee95/estatal/zac/index.htm.

INEGI (2005). Marco geoestadístico municipal, escala 1:250 000 (disco compacto). México, DF: Instituto Nacional de Estadística y Geografía

JIAPAZ (2005). *Manual de Organización de la Junta Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado de Zacatecas*. Junta Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado de Zacatecas. Consultado el 8 de agosto de 2008. Recuperado de http://transparencia.zacatecas.gob.mx/pordependencias/acuerdosmanuales.php?dependencia=jiapaz.

JIAPAZ (2008). *Mapa*. Comunicación personal. Zacatecas, México: Junta Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado de Zacatecas.

Jiménez-Torrecilla, N. & Martínez, G. (2003). La nueva cultura del agua: hacia un modelo de gestión hídrica. *ROLDE: Revista de Cultura Aragonesa, España,* 105-106, 17-32.

Jouravlev, A. (julio, 2004). *Los servicios de agua potable y saneamiento en el umbral del siglo XXI* (pp. 1-69). Núm. 74. Serie Recursos Naturales e Infraestructura. Santiago de Chile: CEPAL.

López, F. M. & Aguilar, A. G. (2007). Urbanización periférica y gestión del agua en la ciudad de México (pp. 77-88). En A. García & Ma. L. García (Coords.). *Un mundo de ciudades. Procesos de urbanización en México en tiempos de globalización*. España: Geo Forum.

López, M. (28 de enero de 2009). Disminuyen tarifas del agua potable. El aumento aplicado en octubre se reduce 50%. Consultado el 28 de enero de 2009. *Periódico Imagen*. Recuperado de http://www.imagenzac.com.mx/2009/01/28/capital1.htm.

Morales-Novelo, J. A. & Rodríguez-Tapia, L. (2007). Retos y perspectivas de una gestión no sustentable del agua en el área metropolitana del valle de México. En J. A. Morales-Novelo & L. Rodríguez-Tapia (Coords.). *Economía del agua. Escasez del agua y su demanda doméstica e industrial en áreas urbanas* (pp.15-68). México, DF: Miguel Ángel Porrúa.

Muller, M. (2008). Free Basic Water a Sustainable Instrument for a Sustainable Future. *South Africa, Environment and Urbanization*, *20*(1), 67-87.

Navarro, S. K. (2010). La problemática de agua urbana en la ciudad de Tijuana, Baja California, y algunas alternativas para una gestión sustentable. Tesis de grado. Maestría en Administración Integral del Ambiente. Tijuana, México: El Colegio de la Frontera Norte.

NTR Periodismo Crítico-Redacción (8 de octubre de 2013). Limpia JIAPAZ alcantarillas y drenajes: previene encharcamientos. *NTR Periodismo Crítico*. Consultado el 6 de febrero de 2014. Recuperado de http://ntrzacatecas.com/2013/10/08/limpia-jiapaz-alcantarillas-y-drenajes-previene-encharcamientos/.

Ollaquindia, R. (8 de septiembre de 2013). Inauguran la planta de tratamiento Osiris; inicialmente sólo se usará 25 % del agua tratada. *La Jornada Zacatecas*. Consultado el 7 de noviembre de 2013. Recuperado de http://www.ljz.mx/2013/09/08/0025-osiris.html.

ONU (2007). *El agua una responsabilidad compartida. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo* (587 pp.). París: Organización de las Naciones Unidas.

ONU (2009). *Objetivos de Desarrollo del Milenio. Informe 2009* (60 pp.). New York: Organización de las Naciones Unidas.

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas (25 de octubre de 2008). *Acuerdo para la implementación de medidas en apoyo a la economía de las familias de Guadalupe, Morelos, Vetagrande y Zacatecas, en relación a las tarifas acordadas y publicadas en el periódico oficial de gobierno del estado.*

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas (25 de octubre 2008). *Ajuste y actualización de las tarifas de agua potable de JIAPAZ*.

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas (2 de julio 2005). *Manual de organización de la Junta Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado de Zacatecas*.

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Zacatecas (9 de junio 1999). *Acuerdo. Modificación de tarifas de agua potable y alcantarillado*.

Ridder, D., & Wostl, C. P. (2005). Participatory Integrated Assessment in local Level Planning. *Regional Environmental Change*, *5*(4), 188-196.

Schteingart, M., & Torres, M. T. (2002). Políticas de agua y drenaje en la ciudad de México, y su aplicación en las colonias estudiadas (pp. 129-188). En M. Schteingart (Coord.). *Pobreza, condiciones de vida y salud en la Ciudad de México*. México, DF: El Colegio de México.

Torres, A. (11 de junio de 2013). Enfrenta JIAPAZ rezago de 20 años en infraestructura hidráulica. *NTR Periodismo Crítico*. Consultado el 5 de febrero de 2014. Recuperado de

http://ntrzacatecas.com/2013/06/11/enfrenta-jiapaz-rezago-de-20-anos-en-infraestructura-hidraulica/.

Torres, A. (30 de mayo de 2013). Tandea JIAPAZ el 80% de los usuarios. *NTR Periodismo Crítico*. Consultado el 6 de febrero de 2014.Recuperado de http://ntrzacatecas.com/2013/05/30/tandea-jiapaz-el-agua-a-80-de-los-usuarios/.

Wang, R. & Li, F. (2007). Eco-Complexity and Sustainability in China's Water Management (pp. 23-38). In C. Pahl-Wostl, P. Kabat, & J. Moltgen (Eds.). *Adaptive and Integrated Water Management*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

Dirección institucional de los autores

Patricia Rivera

Profesor investigador
Departamento de Economía
El Colegio de la Frontera Norte
Teléfono: +52 (664) 6316 300, extensión 3419
Km. 18.5 carretera escénica Tijuana-Ensenada, San Antonio del Mar
22560 Tijuana, Baja California, México
privera@colef.mx

Adrián Guillermo Aguilar

Investigador
Instituto de Geografía
UNAM
Teléfono: +52 (55) 5622 4330
adrian@unam.mx

Haga clic aquí para escribir al autor

Nota técnica

Búsqueda del cambio climático en la temperatura máxima de mayo en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México

• Daniel Francisco Campos-Aranda •
Profesor Jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México
*Autor de correspondencia

Resumen

Campos-Aranda, D. F. (mayo-junio, 2015). Búsqueda del cambio climático en la temperatura máxima de mayo en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, *6*(3), 143-160.

De manera general y aproximada, el planeta es 0.8 °C más caliente que en el siglo XVIII antes de la Revolución Industrial y podrá ser 2 °C el aumento en el lapso de una generación. En tales circunstancias, resulta trascendental cuantificar la magnitud e intensidad del cambio en cada una de las variables climáticas básicas. La identificación del cambio climático (CC) se debe apoyar en las técnicas estadísticas, para buscar en los registros largos tendencias que demuestren su presencia de manera significativa. En este trabajo se buscó el CC en la temperatura del estado de Zacatecas, México, para lo cual se procesaron 16 estaciones climatológicas con más de 50 años de registro de temperatura máxima del mes de mayo. Se aplicaron pruebas estadísticas generales y específicas para buscar componentes determinísticas. Tres de estas pruebas, las relacionadas con la detección de la tendencia y su verificación, se describen con detalle en apéndices. Se encontró que cuatro de las ocho estaciones climatológicas de la Región Hidrológica 12 Parcial (Río Santiago) presentan tendencia ascendente significativa, cuyo valor medio del incremento entre la media reciente y la de largo periodo es de 2.1 °C.

Palabras clave: homogeneidad, persistencia, tendencia, cambio en la media, pre-blanqueado, tendencia lineal.

Abstract

Campos-Aranda, D. F. (May-June, 2015). Search for Climate Change in Maximum Temperatures in May based on 16 Weather Stations in State of Zacatecas, Mexico. Water Technology and Sciences *(in Spanish), 6(3), 143-160.*

Overall, the planet is roughly 0.8°C warmer than in the 18th century, before the industrial revolution, and could increase to 2°C warmer by the next generation. Given these circumstances, it is crucial to quantify the magnitude and intensity of change in each of the basic climatic variables. Climate change should be determined based on statistical techniques that search long registries for trends that significantly demonstrate its presence. This work seeks to identify climate change based on temperature in the state of Zacatecas, Mexico. To this end, information from 16 weather stations was processed, with over 50 years of high temperatures recorded for the month of May. General and specific statistical tests were applied to search for deterministic components. Three of these tests, the ones related to detecting and verifying trends, are described in detail in the appendices. Four of the eight weather stations in Partial Hydrological Region 12 (Santiago River) presented significant increasing trends, with a mean value of the increases between the recent mean and the long-term mean of 2.1°C

***Keywords**: Homogeneity, persistence, trend, change in mean, prewhitening, linear trend.*

Recibido: 27/01/2014
Aceptado: 08/01/2015

Introducción

Generalidades

Los cambios naturales del clima han ocurrido durante toda la historia de la Tierra, lo preocupante ahora es el *calentamiento global* originado por las actividades humanas, el cual se ha desarrollado en un tiempo breve. De acuerdo con el Cuarto Informe del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007), si las concentraciones de gases de efecto invernadero se mantuvieran constantes con la magnitud que tenían en el año 2000, el incremento en la tem-

peratura en la década de 2090-2099 relativa a la del periodo 1980-1999, será de 0.6 °C, con un intervalo probable de 0.3 a 0.9 °C. Sin embargo, para el escenario más bajo o favorable de concentraciones (B1), el incremento citado será de 1.8 °C, con un rango de 1.1 a 2.9 °C y para el escenario más alto o crítico (A1FI), los valores mencionados serán 4.0 °C, variando de 2.4 a 6.4 °C. Este calentamiento global es considerable y seguramente intensificará el ciclo hidrológico, lo cual resultará en un incremento de la frecuencia y magnitud de las crecientes y las sequías, asociado lógicamente con una modificación de los patrones de ocurrencia de la temperatura y la precipitación (Cavadias, 1995; IPCC, 2007).

Actualmente, los procedimientos de planeación, diseño y operación de los aprovechamientos hidráulicos se basan en la consideración de que los procesos hidrológicos cambian de forma muy lenta, de manera que pueden ser considerados *estacionarios*. Los únicos efectos no estacionarios que han sido tomados en cuenta son la evolución de los métodos de medición y los cambios en las condiciones físicas de las cuencas, originadas por la deforestación, prácticas agrícolas, urbanización, etcétera (Yevjevich, 1995).

Aunque los cambios en las cuencas y en las demandas pueden tener un mayor impacto en los proyectos de aprovechamiento de los recursos hidráulicos que los debidos al *cambio climático*, los primeros son eminentemente locales y los segundos regionales o nacionales, con consecuencias graves durante la vida útil de la obra. Por lo anterior, resulta necesario evidenciar el cambio climático y formular estrategias que se anticipen a sus consecuencias (Martínez-Austria & Aguilar-Chávez, 2008).

Estudios de búsqueda de tendencias climáticas en la temperatura

Arora, Goel y Singh (2005) procesaron los registros de temperatura media, máxima y mínima de 125 estaciones climatológicas de la India, según cinco series de datos, la anual y en cuatro épocas: invierno (de diciembre a febrero), pre-monzón (de marzo a mayo), monzón (de junio a agosto) y pos-monzón (de septiembre a noviembre). Usaron el test no paramétrico de Mann-Kendall para detectar la tendencia y encontraron que ésta es ascendente en el lapso de 1941 a 1999, con valores promedio de 0.42, 0.92 y 0.09 °C por cada 100 años, en la temperatura anual, máxima y mínima, respectivamente. En el ámbito regional, en el sureste y oeste de la India se encontró tendencia ascendente y en el norte, descendente. Los porcentajes de tendencias ascendentes o descendentes significativas en cada época y para cada temperatura varían; por ejemplo, para la temperatura máxima en la época de pre-monzón se tienen 18 estaciones con tendencia descendente y 42 con ascendente; entonces existe un 48% de tendencias significativas.

Singh, Kumar, Thomas y Arora (2008) analizaron los registros de 90 a 100 años de temperatura media, máxima y mínima de 43 estaciones climatológicas de las regiones noroeste y central de la India, las cuales abarcan nueve cuencas de grandes ríos. Usaron el test no paramétrico de Mann-Kendall para detectar la tendencia, usando series pre-blanqueadas si existió persistencia (ver Apéndice 3). En siete cuencas encontraron tendencia ascendente en la temperatura media con valores que variaron de 0.40 a 0.60 °C por cada 100 años y en dos cuencas la tendencia fue descendente con magnitudes de -0.15 a -0.44 °C por cada 100 años. En el área de estudio, la temperatura máxima mostró tendencia creciente con una magnitud media de 0.81 °C por cada 100 años; este valor resultó mayor que el observado para la temperatura mínima.

Martínez, Maleski y Miller (2012) buscaron tendencias en las temperaturas medias, máximas y mínimas del estado de Florida, Estados Unidos, analizándolas por meses, épocas y sus valores anuales. Con el test de Mann-Kendall procesaron 22 estaciones climatológicas y emplearon dos lapsos de registro, 1985-2009 y 1970-2009; encontraron para la temperatura máxima en ambos intervalos de análisis y en todas las duraciones empleadas, que unas esta-

ciones muestran tendencias ascendentes y otras descendentes, con cierta coherencia espacial.

Sonali y Nagesh-Kumar (2013) estudiaron las series integradas de temperatura máxima y mínima en cada una de las siete regiones homogéneas que definieron para la India, usaron valores anuales, mensuales y en cuatro épocas: invierno (enero y febrero), pre-monzón (de marzo a mayo), monzón (de junio a septiembre) y pos-monzón (de octubre a diciembre); así como tres intervalos (años) de análisis: 1901-2003, 1948-2003 y 1970-2003. En la detección de la tendencia emplearon seis técnicas no paramétricas. Encontraron una tendencia ascendente consistente en las siete regiones homogéneas durante las tres últimas décadas, con una mayor pendiente para la temperatura mínima que para la máxima.

Proyecciones climáticas para el estado de Zacatecas

De acuerdo con Montero-Martínez y Pérez-López (2008), para el estado de Zacatecas, el incremento en la temperatura media de superficie en el verano (julio-agosto-septiembre) en la década de 2050 será de 1.8 a 2.5 °C; en el mismo lapso, pero en 2070, de 2.5 a 3.2 °C, y en la década de 2090 de 4.0 a 4.7 °C. En específico, para la temperatura máxima del verano (junio-julio-agosto) en Zacatecas, Montero-Martínez, Martínez-Jiménez, Castillo-Pérez y Espinoza-Tamarindo (2010) definen los intervalos siguientes para el periodo de 1961-1990: en la zona centro del estado varía de 24 a 27 °C; en su región norte fluctúa de 30 a 33 °C, y en las áreas sur y media (entre centro y norte) cambia de 27 a 30 °C. En cuanto a las proyecciones de sus anomalías promedio, Montero-Martínez *et al*. (2010) pronostican para el lapso de 2010 a 2039 un aumento general en el estado de Zacatecas de 1.0 a 1.5 °C; para el intervalo de 2040 a 2069, el incremento será de 2.5 a 3.0 °C; por último, para el periodo de 2070 a 2098, encuentran un aumento en las zonas centro y norte de 4.0 a 4.5 °C, y en sus áreas sur y media de 4.5 a 5.0 °C.

Montero-Martínez *et al*. (2010) también indican que la regionalización (*downscaling*) de las proyecciones climáticas generadas con los modelos climáticos globales acoplados es una parte fundamental de todo estudio orientado a cuantificar el probable cambio climático, el cual constituye el llamado *enfoque dinámico*. La otra técnica de trabajo en la búsqueda del cambio climático se denomina *enfoque estadístico;* en ella se utilizan registros climatológicos históricos a los cuales se les aplican diversos algoritmos o técnicas estadísticas (Mujumdar & Nagesh-Kumar, 2012). Este segundo enfoque tiene dos áreas de análisis: el pasado y la proyección hacia el futuro. En la acepción del estudio del pasado, la variabilidad climática puede generar una aparente tendencia cuando se analiza un registro corto; por ello, Kundzewicz y Robson (2004) establecen que en los análisis de detección del cambio climático se utilicen registros de cuando menos 50 años.

Objetivo del estudio

En este trabajo se buscan cambios significativos estadísticamente en la temperatura máxima mensual del mes más caluroso, el cual resultó ser mayo, en las estaciones climatológicas de amplio registro (> de 50 años) del estado de Zacatecas, México, con el *objetivo* de ilustrar cómo se deben procesar los registros de la variable climática *temperatura*, sea ésta media, máxima o mínima, y sean sus series de datos anuales, mensuales o por épocas. Se procesaron 16 registros, cuyo número de datos varió de 50 a 67 años. Se aplicaron tres pruebas estadísticas generales para detectar pérdida de homogeneidad y 11 específicas para buscar componentes determinísticas, como persistencia, tendencia y/o cambios en la media o en la variabilidad. Todos los tests estadísticos relacionados con la búsqueda de la tendencia ascendente y otros procedimientos asociados con su verificación se exponen con detalle en apéndices. Se encontró que cuatro estaciones climatológicas de las ocho localizadas en la Región Hidrológica 12 Parcial (Río Santiago) del estado de Zacatecas presentan tendencia ascendente significativa.

Materiales y métodos

Estaciones climatológicas seleccionadas

Este trabajo busca detectar los efectos del cambio climático en la temperatura en el estado de Zacatecas, México, y para ello se consideró conveniente estudiar la temperatura máxima del mes más caliente, pues seguramente en estos registros serán evidentes tales efectos. El registro en Excel de temperatura máxima (°C) mensual de la Dirección Local Zacatecas de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) cuenta con 133 estaciones climatológicas, de las cuales sólo 27 tienen registros de más de 50 años, pues comenzaron a operar en 1963 o antes. Sin embargo, de tales estaciones, 11 tienen lapsos de registro ausente y/o varios años incompletos debido a datos mensuales faltantes. Por lo anterior, sólo se pudieron obtener 16 estaciones con registros mayores de 50 años y con pocos años incompletos, cuyas características generales se citan en el cuadro 1, por región hidrológica y en orden decreciente de altitud. En la figura 1 se muestra su ubicación geográfica dentro del estado de Zacatecas, México.

Registros de temperatura máxima procesados

Con base en los registros mensuales de temperatura máxima se buscó el mes más cálido tanto por su promedio mensual como por sus valores máximo y mínimo; se encontró que en la mayoría de las estaciones climatológicas seleccionadas, tal mes es mayo; sólo en la estación El Platanito resultó ser junio. También en varias estaciones se encontró que junio tiene un valor mínimo más alto que mayo, como en Chalchihuites, El Sauz, La Florida, San Pedro Piedra Gorda y Juchipila. En la estación El Cazadero, mayo y junio tienen valores iguales del promedio y sus extremos. Los 16 registros procesados corresponden a la temperatura máxima del mes de mayo, cuyos escasos valores faltantes se tomaron igual a su media.

Cuadro 1. Características generales de las 16 estaciones climatológicas procesadas del estado de Zacatecas, México.

Núm.	Nombre	Altitud msnm	RH[1] núm.	Periodo de registro (NA[2])
1	Chalchihuites	2 260	11	1962-2012 (51)
2	Presa Santa Rosa	2 240	36	1947-2012 (66)
3	El Sauz	2 090	36	1947-2012 (66)
4	El Cazadero	1 920	36	1959-2012 (54)
5	Zacatecas	2 485	37	1953-2012 (60)
6	Calera	2 192	37	1958-2012 (55)
7	Agua Nueva	1 932	37	1963-2012 (50)
8	Monte Escobedo	2 190	12	1963-2012 (50)
9	Villa García	2 120	12	1950-2012 (63)
10	San Pedro Piedra Gorda	2 032	12	1949-2012 (64)
11	La Florida	1 870	12	1955-2012 (58)
12	La Villita	1 790	12	1958-2012 (55)
13	Excamé	1 740	12	1946-2012 (67)
14	Presa El Chique	1 620	12	1950-2012 (63)
15	Juchipila	1 270	12	1947-2012 (66)
16	El Platanito	990	12	1958-2012 (55)

[1]Región hidrológica.
[2]Número de años.

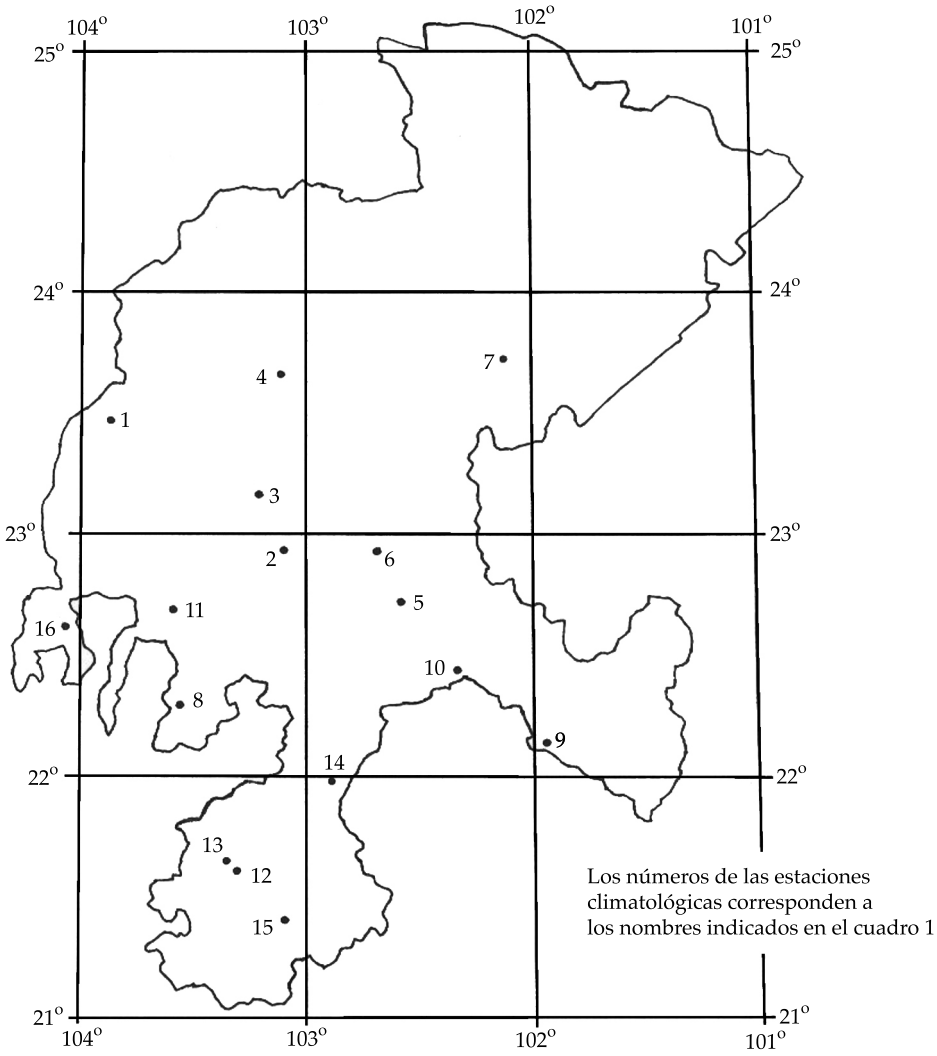


Figura 1. Localización geográfica de las 16 estaciones climatológicas procesadas del estado de Zacatecas, México.

Pruebas estadísticas aplicadas

Generalidades sobre requerimientos estadísticos

Cuando los registros de lluvia, temperaturas o escurrimiento mensuales o anuales son utilizados para obtener parámetros hidrológicos, que son la base de los diseños de las obras hidráulicas de aprovechamiento, tales series o muestras deben tener ciertas características estadísticas, para que dichas estimaciones sean confiables. En resumen, se requiere que las series sean homogéneas o consistentes, libres de tendencia y que se hayan originado por un proceso estocástico, cuya componente aleatoria siga una determinada distribución de probabilidades (Adeloye & Montaseri, 2002).

La *consistencia* implica que los datos o muestra procedan de una sola población, por ello se dice que sean homogéneos. La *tendencia* existe cuando los datos muestran una correlación (positiva o negativa) apreciable con el tiempo, de manera que su media aritmética no es constante y por ello la serie deja de ser *estacionaria*.

La tendencia se origina por modificación de las condiciones circundantes a la estación de medición, como son los cambios en el uso del suelo, o bien por el cambio climático. Relacionada con la tendencia, se tiene la *persistencia* que caracteriza la propensión de los datos de una serie al recordar la magnitud de sus valores antecedentes o a ser influenciados por ellos. Debido a lo anterior, se cuantifica con base en el coeficiente de correlación serial que define la dependencia entre cada elemento *i* y el *i-k*; por ello *k* se llama "tiempo de retraso" (Adeloye & Montaseri, 2002; Machiwal & Jha, 2008, 2012).

Pruebas y test aplicados

Se aclara que no existe diferencia semántica entre prueba y test, ambos estadísticos. Existen dos tipos de pruebas estadísticas: las paramétricas y las no paramétricas; las primeras requieren que los datos provengan de una distribución normal, son más potentes o eficientes que las segundas, las cuales han adquirido popularidad debido a que no presentan tal restricción. Machiwal y Jha (2012) han establecido que para obtener la misma conclusión con igual nivel de significancia (α), las pruebas no paramétricas requieren de un 5 a un 35 % de más datos que los test paramétricos.

Debido a lo anterior, de inicio se determinó con los test del Cociente de Geary (CG) y de Shapiro-Wilk (SW) si en los registros procesados de temperatura máxima del mes de mayo se puede aceptar que provienen de una distribución normal. Los resultados de ambos test se tienen en el cuadro 2, en sus columnas 3 y 4, indicando, para el segundo, la *normalidad* con N y la no procedencia de una distribución normal con NN.

Las pruebas estadísticas aplicadas se dividen en dos grupos: generales y específicas. Las primeras fueron las tres siguientes: (1) de Helmert (PH); (2) de las Secuencias (PS), que detectan si la serie o registro es *homogéneo* debido a que no tiene persistencia o tendencia, cambio en la media o bien no oscila demasiado; (3) la prueba de Von Neumann (PV) es de aleatoriedad contra componentes determinísticas no especificadas. Los resultados de estas pruebas se exponen en las columnas 5 a 7 del cuadro 2, con H para registros homogéneos y con NH para los no homogéneos.

Respecto a los test específicos, se aplicaron los 11 siguientes: (1) dos de persistencia, el de Anderson (TA) y el de Sneyers (TS); (2) tres de tendencia, el de Kendall (TK), Spearman (TS_1) y Mann-Kendall (TM); (3) uno de variabilidad, el de Bartlett (TB); (4) uno de cambio en la media, el de Cramer (TC), y (5) cuatro que buscan cambios en la media o pérdida de homogeneidad con estadísticos basados en la curva masa residual (TB_1 a TB_4). Todas las pruebas se aplicaron con un nivel de significancia (α) de 5%. En el Apéndice 1 se citan las referencias donde se pueden consultar 13 de los test anteriores, pues los tres relativos a la tendencia se exponen en el Apéndice 2. Los resultados de estos 11 test específicos se muestran en las columnas 8 a 18 del cuadro 2, usando H cuando no detectan la componente que buscan y NH cuando la encuentran.

Análisis de los resultados

Respecto a las pruebas estadísticas

El test de Shapiro-Wilk detecta que en cinco de los registros procesados de temperatura máxima del mes de mayo no se puede aceptar que proceden de una distribución normal. En tales registros se obtuvieron valores de cociente de Geary tan alejados de la unidad como 0.853 y tan cercanos como 0.960 (ver cuadro 2).

Con los test generales se encuentra que sólo dos registros, El Cazadero y Monte Escobedo, son homogéneos; el resto resulta no homogéneo, la mayoría en las tres pruebas. Todos los registros presentan persistencia y sólo en cuatro es detectada exclusivamente por la prueba de Sneyers, pudiéndose decir que El Cazadero, El Platanito, Monte Escobedo y Excamé tienen persistencia ligera.

Cuadro 2. Resultados de las pruebas estadísticas en las 16 estaciones climatológicas procesadas del estado de Zacatecas, México.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Núm.	**Nombre**	**Normalidad**		**Pruebas generales**			**Test específicos**										
		CG	**SW**	**PH**	**PS**	**PV**	**TA**	**TS**	**TK**	**TS_1**	**TM**	**TB**	**TC**	**TB_1**	**TB_2**	**TB_3**	**TB_4**
1	Chalchihuites	0.870	NN	NH	NH	NH	NH	NH	H	H	H	NH	H	H	H	H	H
2	Presa Santa Rosa	0.965	N	H	NH	H	NH	NH	H	H	H	H	H	H	H	H	H
3	El Sauz	0.947	NN	NH	NH	NH	NH	NH	H	H	H	H	H	H	H	H	H
4	El Cazadero	0.960	NN	H	H	H	H	NH	H	H	H	H	H	H	H	H	H
5	Zacatecas	0.977	N	NH	NH	NH	NH	NH	H	H	H	H	H	H	NH	H	H
6	Calera	0.990	N	NH	H	NH	NH	NH	H	H	H	H	H	H	H	H	H
7	Agua Nueva	0.989	N	NH	H	NH	NH	NH	H	H	H	H	H	H	H	H	H
8	Monte Escobedo	0.979	N	H	H	H	H	NH	NH	NH	NH	H	NH	NH	NH	NH	NH
9	Villa García	1.041	N	NH	NH	NH	NH	NH	H	NH	NH	H	H	NH	NH	NH	NH
10	San Pedro Piedra Gorda	0.979	N	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	H	NH	NH	NH	NH	NH
11	La Florida	1.000	N	NH	NH	NH	NH	NH	H	H	H	H	H	H	NH	H	H
12	La Villita	1.099	N	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	H	NH	NH	NH	NH	NH
13	Excamé	1.061	N	NH	NH	H	H	NH	H	NH	H	H	NH	H	H	H	H
14	Presa El Chique	0.904	NN	NH	NH	NH	NH	NH	H	H	H	NH	H	H	NH	NH	NH
15	Juchipila	0.853	NN	NH	H	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH
16	El Platanito	0.988	N	NH	NH	H	H	NH	H	H	H	H	H	H	NH	H	H

Respecto a la tendencia, seis registros la presentan, cuatro con las tres pruebas aplicadas y expuestas en el Apéndice 2: Monte Escobedo, San Pedro Piedra Gorda, La Villita y Juchipila; Villa García sin tendencia, según prueba de Kendall, y Excamé con tendencia de acuerdo con la prueba de Spearman. Con excepción de Excamé, el resto de registros que mostraron tendencia presentan evidencia de cambio en la media según las pruebas (TB_1 a TB_4) de Buishand (1982), basadas en la cuerva masa residual, por lo cual es probable que su tendencia sea significativa.

Sólo tres registros mostraron falta de homogeneidad con respecto a la variabilidad (Test de Bartlett): Chalchihuites, que tiene dos valores muy bajos, y Presa El Chique y Juchipila, que por el contrario tienen magnitudes muy altas registradas (46.5 °C). Sin embargo, tales resultados no son confiables, pues esos tres registros no proceden de poblaciones normales.

Verificación de la tendencia detectada

En los seis registros que mostraron tendencia con alguno de los test se aplicó la prueba de Mann-Kendall con la serie pre-blanqueada y con el pre-blanqueado libre de tendencia, cuyos procesos operativos se detallan en el Apéndice 3; los resultados se han concentrado en el cuadro 3, observando que sólo el registro de la estación Excamé no presenta tendencia en las pruebas de Mann-Kendall aplicadas a su serie preblanqueada (X'_t) y con pre-blanqueado sin tendencia (Y''_t). También a los seis registros con tendencia se les ajustó un modelo de regresión lineal para representarla y se buscó si su pendiente resultaba estadísticamente diferente de cero con una prueba basada en la *t* de Student, la cual se expone en el Apéndice 4; los resultados se citan en el cuadro 3. Exclusivamente en el registro de la estación Excamé su pendiente es igual a cero.

Con el objeto de verificar numéricamente las pendientes (*m*) estimadas con la regresión lineal (Apéndice 4), que se sabe son afectadas por los valores dispersos, se aplicó el criterio (*ms*) de Sen (1968) expuesto en el Apéndice 5. Sus resultados se tienen en la última columna del cuadro 3. Se observa que los valores de *ms* son bastante similares a los de *m*, con lo cual ambas estimaciones adquieren confiabilidad, ya que proceden de enfoques bastante disímiles.

En las figuras 2, 3 y 4 se muestra el comportamiento de los registros de las estaciones Villa García, La Villita y Juchipila; la primera presenta la tendencia ascendente más suave o ligera, y la segunda lo contrario. La estación Juchipila requirió un análisis especial, ya que su tendencia detectada es negativa. Con excepción de la estación Villa García, todos los registros que mostraron tendencia con la prueba de Mann-Kendall resultaron no homogéneos con el test de Cramer. Como esta prueba se aplicó con dos subperiodos de la mitad del registro, en todas las estaciones con tendencia, excepto Juchipila, se obtuvieron estadísticos negativos para el primer subtramo y positivos para el segundo, indicando con ello una media menor que la general al inicio y mayor en el segundo subperiodo. Lo anterior indica tendencia ascendente.

Al comentar con la oficina de Hidrometeorología de la Dirección Estatal de la Conagua en Zacatecas, la tendencia negativa encontrada en la estación Juchipila para su registro de temperatura máxima del mes de mayo, se recibió información relativa a un cambio de ubicación en el año 1980, el cual modificó sus condiciones circundantes. La aplicación de las tres pruebas generales y de las 11 específicas al registro de la estación Juchipila por subtramos, 1947-1980 y 1981-2012, indica que el primer lapso es no homogéneo y presenta tendencia según el test de Kendall y exceso de variabilidad con base en el test de Bartlett. En cambio, el segundo lapso es homogéneo de acuerdo con la mayoría de las pruebas. Por lo anterior, los resultados de la estación Juchipila, mostrados en el cuadro 4, no serán tomados en cuenta para la formulación de las conclusiones.

Recientemente, algunos autores como Arora *et al.* (2005) y Singh *et al.* (2008) prefieren dibujar las anomalías de la temperatura en lugar de sus valores puntuales, como se muestra para la estación Monte Escobedo en la figura 5.

Cuadro 3. Resultados del test de Mann-Kendall aplicado a las series indicadas y del ajuste de la regresión lineal para detectar tendencia en los registros de temperatura máxima del mes de mayo de las estaciones climatológicas indicadas del estado de Zacatecas, México.

Núm.	Nombre	Serie X_t			Serie X'_t			Serie Y''_t			Tendencia lineal de la serie X_t						Pend.
		Ss	*Zs*	T*	*Ss*	*Zs*	T*	*Ss*	*Zs*	T*	*m*	*b*	r_{xy}	*t*	*tc*	R**	*ms*
8	Monte Escobedo	416	3.471	Si	321	2.677	Si	375	3.128	Si	0.078	30.176	0.508	4.089	2.011	$m \neq 0$	0.0667
9	Villa García	389	2.301	Si	285	1.684	No	375	2.218	Si	0.041	31.925	0.275	2.238	2.000	$m \neq 0$	0.0455
10	San Pedro Piedra G.	564	3.262	Si	476	2.752	Si	630	3.644	Si	0.053	31.475	0.453	4.003	1.999	$m \neq 0$	0.0455
12	La Villita	910	6.599	Si	447	3.238	Si	655	4.748	Si	0.118	34.609	0.817	10.332	2.006	$m \neq 0$	0.1207
13	Excamé	355	1.916	No	241	1.299	No	265	1.429	No	0.016	35.246	0.227	1.878	1.997	$m = 0$	0.0172
15	Juchipila	-580	-3.204	Si	-419	-2.313	Si	-617	-3.409	Si	-0.043	41.167	-0.409	-3.586	1.998	$m \neq 0$	-0.0310

*Tendencia. **Resultado.

Respecto al cociente de temperaturas máximas medias

Hu y Liu (2010), en un estudio sobre el *cambio climático*, analizaron 31 registros de lluvia anual de amplio periodo (más de 50 años) a través de China, encontrado que el cociente del valor medio reciente de los últimos 10 años al de largo periodo, fluctuó de 0.89 a 1.11, con un valor medio igual a la unidad. Por ello concluyen que la lluvia en tal país no muestra efectos cuantitativos del cambio climático.

El cuadro 4 está formado por tres porciones. En la primera se exponen los parámetros estadísticos de la temperatura máxima del mes de mayo: media ($\overline{X}$), desviación estándar (S) y coeficientes de variación (Cv), asimetría (Cs), curtosis (Ck) y correlación serial de orden uno (r_1). En la segunda parte se tienen las medias ($\overline{x}_i$) de los últimos 5, 10 y 15 años del registro. En la tercera se presenan los cocientes de $\overline{x}_i$ entre $\overline{X}$.

Los últimos cinco renglones del cuadro 4 muestran gran similitud en los indicadores de los tres cocientes establecidos, con mayor dispersión para el cociente CO_5 y una semejanza idéntica para los estadísticos de tendencia central de los cocientes CO_{10} y CO_{15}. La mediana y la moda se estimaron con base en la distribución gamma mixta, sin incluir los resultados de la estación Juchipila.

En la columna final del cuadro 4 se tienen las diferencias entre la media de un lapso final de 15 años y la de todo el registro. Para las cuatro estaciones climatológicas que mostraron tendencia ascendente —Monte Escobedo, Villa García, San Pedro Piedra Gorda y La Villita, todas ellas de la Región Hidrológica 12 Parcial (Río Santiago)— se tiene una diferencia máxima de 2.5 °C y mínima de 1.7 °C, con un valor promedio aproximado de 2.1 °C, que puede ser considerado el incremento medio que ha mostrado esta subregión del estado de Zacatecas debido al cambio climático.

Impacto del desarrollo urbano

Seis de las 16 estaciones climatológicas procesadas (cuadro 1) se ubican dentro de áreas urba-

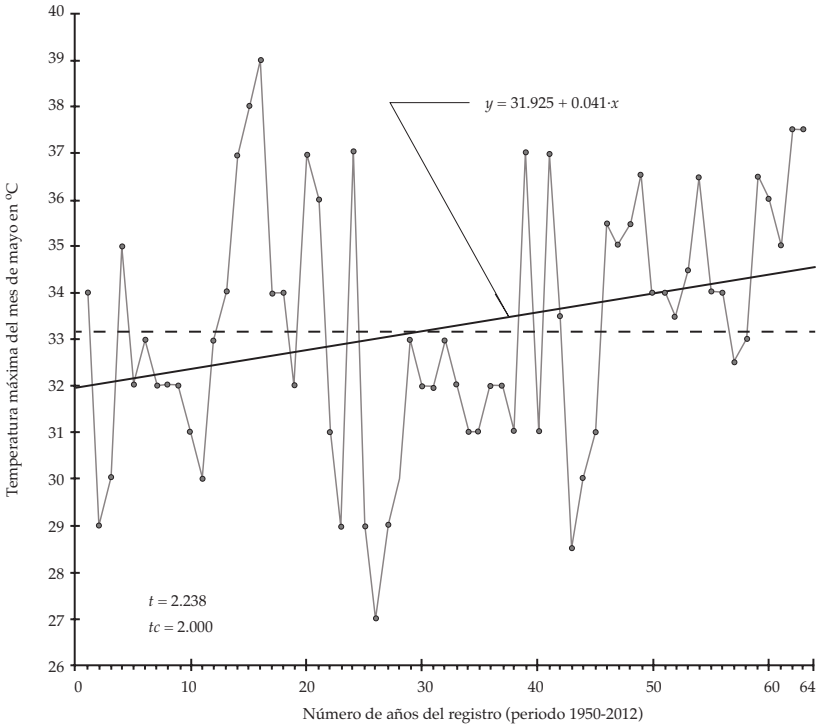


Figura 2. Serie cronológica de la temperatura máxima (°C) del mes de mayo de la estación climatológica Villa García, Zacatecas, México.

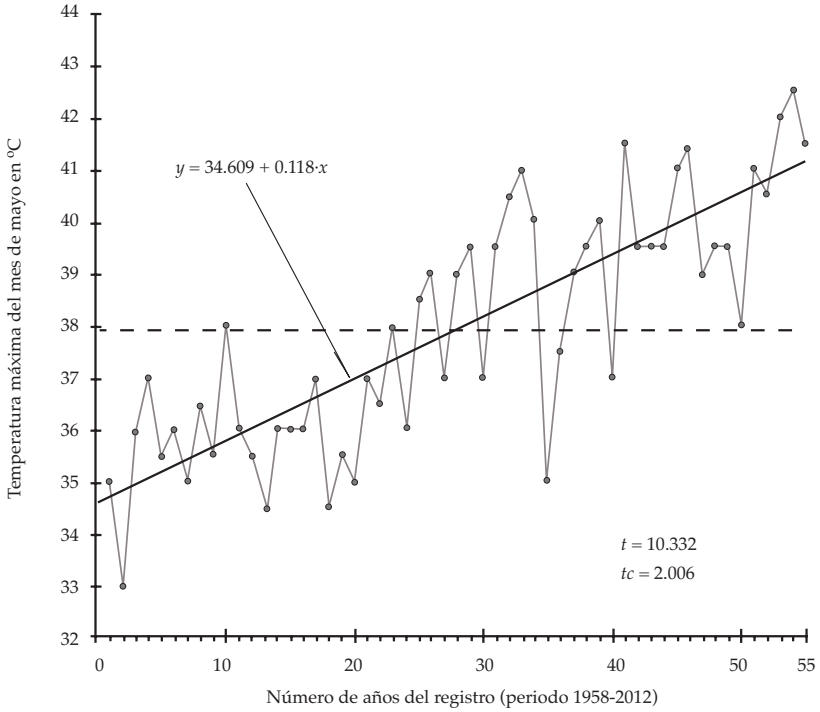


Figura 3. Serie cronológica de la temperatura máxima (°C) del mes de mayo de la estación climatológica La Villita, Zacatecas, México.

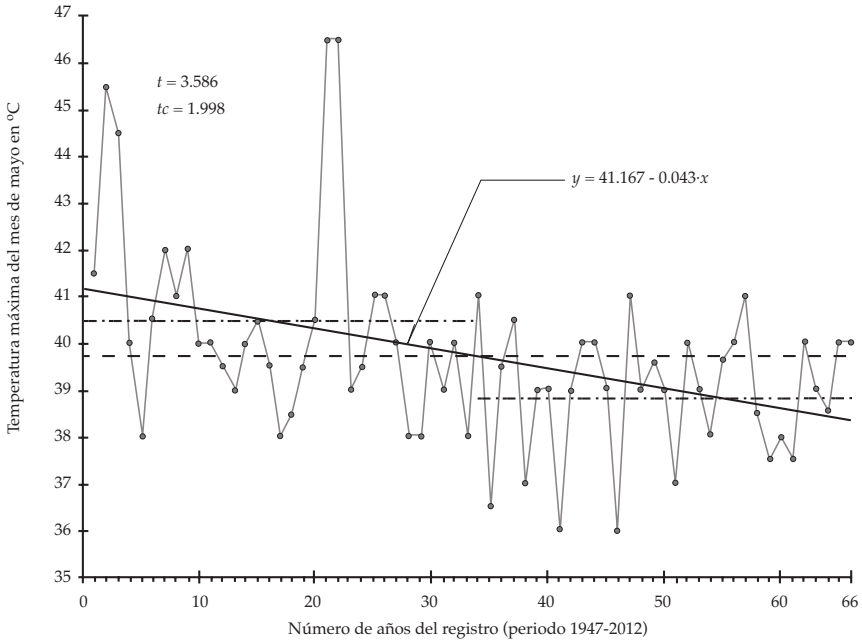


Figura 4. Serie cronológica de la temperatura máxima (°C) del mes de mayo de la estación climatológica Juchipila, Zacatecas, México.

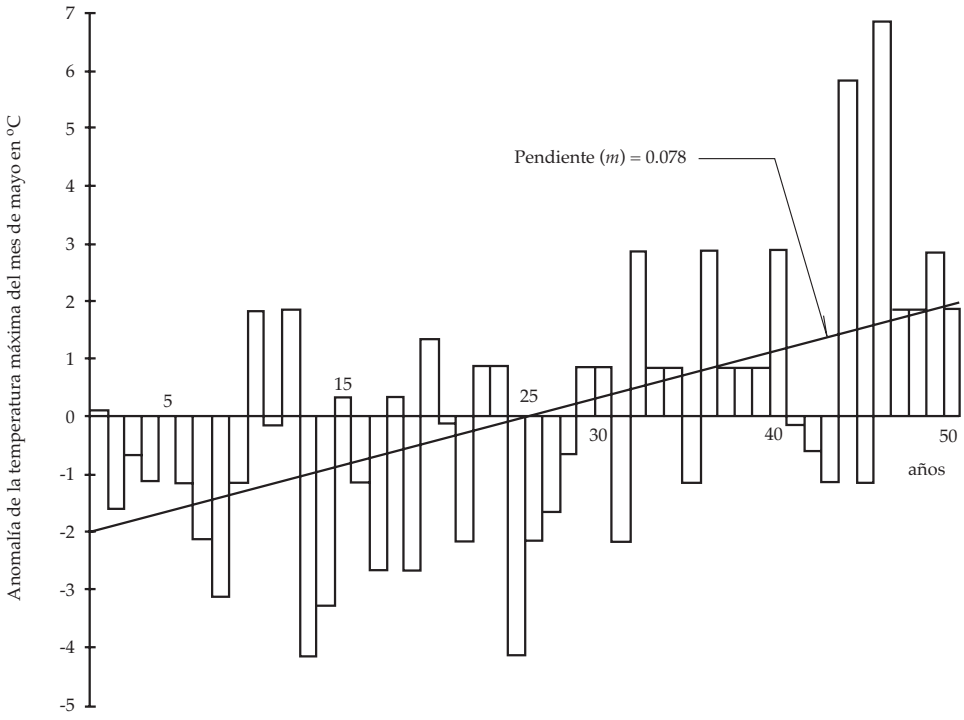


Figura 5. Anomalías de la temperatura máxima (°C) del mes de mayo de la estación climatológica Monte Escobedo, Zacatecas, México.

Tecnología y *Ciencias del Agua*, vol. VI, núm. 3, mayo-junio de 2015

Cuadro 4. Parámetros estadísticos, cocientes y diferencia de medias de la temperatura máxima (°C) del mes de mayo en las 16 estaciones climatológicas de amplio registro del estado de Zacatecas, México.

Núm.	Nombre	Parámetros estadísticos						Medias			Cocientes ($\bar{x}_i / \bar{X}$)			$\bar{x}_{15} - \bar{X}$
		$\bar{X}$	S	Cv	Cs	Ck	r_1	$\bar{x}_5$	$\bar{x}_{10}$	$\bar{x}_{15}$	CO_5	CO_{10}	CO_{15}	
1	Chalchihuites	33.3	2.909	0.087	-1.581	7.511	0.229	34.2	33.5	33.9	1.028	1.007	1.018	0.6
2	Presa Santa Rosa	31.4	1.511	0.048	-0.099	3.126	0.189	31.9	31.0	31.3	1.017	0.988	0.999	-0.1
3	El Sauz	34.3	1.885	0.055	-0.380	4.772	0.306	34.0	33.3	33.9	0.992	0.971	0.988	-0.4
4	El Cazadero	34.5	1.715	0.050	-1.137	5.816	0.026	34.1	34.0	34.2	0.989	0.985	0.993	-0.3
5	Zacatecas	30.6	1.568	0.051	-0.567	3.858	0.295	32.1	31.4	31.4	1.049	1.024	1.027	0.8
6	Calera	32.0	1.702	0.053	-0.111	3.108	0.276	33.3	32.2	32.1	1.042	1.007	1.004	0.1
7	Agua Nueva	35.6	2.077	0.058	-0.001	2.693	0.246	36.7	35.5	35.5	1.031	0.997	0.997	-0.1
8	Monte Escobedo	32.2	2.225	0.069	0.671	4.336	0.112	35.2	34.0	33.9	1.095	1.056	1.054	1.7
9	Villa García	33.2	2.731	0.082	0.020	2.442	0.414	36.5	35.3	35.0	1.098	1.061	1.053	1.8
10	San Pedro Piedra Gorda	33.2	2.158	0.065	0.408	3.716	0.442	37.5	36.1	35.5	1.130	1.088	1.069	2.3
11	La Florida	35.3	2.159	0.061	-0.033	2.817	0.382	38.1	36.2	35.6	1.081	1.027	1.010	0.3
12	La Villita	37.9	2.321	0.061	0.084	2.126	0.691	41.5	40.5	40.4	1.094	1.068	1.065	2.5
13	Excamé	35.8	1.414	0.039	0.016	2.431	0.112	37.0	36.1	36.1	1.033	1.008	1.008	0.3
14	Presa El Chique	38.1	2.120	0.056	1.224	6.721	0.385	39.5	39.2	39.2	1.036	1.028	1.029	1.1
15	Juchipila	39.7	2.034	0.051	1.376	6.484	0.395	39.5	39.0	39.1	0.995	0.982	0.985	-0.6
16	El Platanito	41.0	1.569	0.038	-0.282	3.877	0.195	41.7	41.0	40.9	1.016	0.998	0.997	-0.1
Valores mínimos			-	-	-	-	-	-	-	-	0.989	0.971	0.988	-
Valores máximos			-	-	-	-	-	-	-	-	1.130	1.088	1.069	-
Valores promedio			-	-	-	-	-	-	-	-	1.049	1.021	1.021	-
Valor de la mediana			-	-	-	-	-	-	-	-	1.048	1.021	1.021	-
Valor de la moda			-	-	-	-	-	-	-	-	1.047	1.020	1.020	-

nas: Chalchihuites, Zacatecas, Monte Escobedo, Villa García, San Pedro Piedra Gorda y Presa El Chique. Sin embargo, sólo Zacatecas está dentro de una ciudad densamente poblada y el resto se localiza en pueblos que incluso tienen huertas y áreas de cultivo cercanas, además de un escaso número de vehículos automotores, de manera que el impacto de la urbanización es aún leve o escaso. Resulta interesante destacar que en la última columna del cuadro 4, todas las estaciones citadas muestran una diferencia positiva entre la media reciente y la de amplio periodo, destacando San Pedro Piedra Gorda, Villa García y Monte Escobedo.

Conclusiones

El resultado fundamental de este estudio es que la temperatura máxima del mes de mayo, como indicadora probable del comportamiento general de la temperatura en el estado de Zacatecas, México, está aumentando en la *subregión* que corresponde a la Región Hidrológica 12 Parcial (Río Santiago), en la cual cuatro estaciones climatológicas de las ocho procesadas mostraron tendencia ascendente significativa, con un valor medio del incremento de 2.1 °C, entre la media reciente y la de largo periodo (ver cuadro 4).

Por lo anterior, se sugiere realizar este análisis en otros estados de la república mexicana, o bien en otras regiones o subregiones hidrológicas, para establecer si este aumento de la temperatura es generalizado y donde se detecte, como en la *subregión* citada del estado de Zacatecas, México, establecer medidas orientadas a redimensionar los sistemas de abastecimiento de todo tipo, pues la evaporación y la evapotranspiración sin duda estarán aumentando, disminuyendo con ello la disponibilidad en los embalses e incrementando las necesidades hídricas de los cultivos tanto bajo riego como de temporal.

Agradecimientos

Se agradece al ingeniero Humberto Abelardo Díaz Valdez, de la Dirección Local Zacatecas de la Conagua, la excelente disposición con el autor para proporcionar y/o verificar información climatológica o histórica de las estaciones procesadas.

Apéndice 1: Referencias para 13 de las 16 pruebas estadísticas aplicadas

1. Test del Cociente de Geary (CG)

Relaciona la desviación media absoluta del registro con su desviación estándar. Cuando el CG se aparta de la unidad, indica pérdida de normalidad. Su expresión es la siguiente (Machiwal & Jha, 2012):

$$CG = \frac{\sqrt{\pi/2}\,\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left|x_i - \overline{X}\right|}{\left[\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \overline{X}\right)^2\right]^{1/2}} \qquad \text{(A.1)}$$

2. Test de Shapiro-Wilk (SW)

También conocido como *Test W*, emplea valores tabulados para calcular su estadístico. Su procedimiento y datos necesarios se pueden consultar en Shapiro y Wilk (1965), y en Ruiz-Maya (1977) para registros de hasta 50 datos, y en Shapiro (1998) para series de hasta 98 valores.

3. Prueba de Helmert (PH)

Esta es una prueba no paramétrica que se basa en secuencias y cambios respecto a la media, la cual se pueden consultar en Mather (1977) y Campos-Aranda (1998).

4. Prueba de las secuencias (PS)

Esta prueba no paramétrica emplea las secuencias que se forman respecto a la mediana; se pueden consultar en Thom (1971) y Campos-Aranda (1998).

5. Prueba de Von Neumann (PV)

Esta prueba paramétrica detecta pérdida de aleatoriedad por componentes determinísticas

no especificadas; su procedimiento operativo se puede consultar en WMO (1971), Buishand (1982), y Machiwal y Jha (2012).

6. Test de Anderson de persistencia (TA)

Esta es una prueba paramétrica que se basa en el coeficiente de correlación serial de orden 1 (r_1), la cual se pueden consultar en WMO (1971), Linsley, Kohler y Paulhus (1988), y Campos-Aranda (1998).

7. Test de Sneyers de persistencia (TS)

Es una prueba no paramétrica, recomendada cuando el registro no es normal. Se puede consultar en WMO (1971), y Machiwal y Jha (2012).

11. Test de Bartlett de variabilidad (TB)

Esta prueba paramétrica, también llamada de *homogeneidad de varianzas*, busca inconsistencia debido a la dispersión. Su secuela se puede consultar en WMO (1971) y Ruiz-Maya (1977).

12. Test de Cramer de cambio en la media (TC)

Esta prueba no paramétrica compara la media de un subperiodo con la del registro; se puede consultar en WMO (1971) y Campos-Aranda (1998).

13-16. Tests de Buishand de cambio en la media (TB_1 a TB_4)

La gráfica de las desviaciones acumuladas con respecto de la media se denomina *curva masa residual*, permite reconocer fácilmente los cambios que han ocurrido en ésta y por ello Buishand (1982) presentó cuatro pruebas basadas en estadísticos (Q, R, U y A) tomados de tal curva. Aplicaciones de estas pruebas en México se pueden consultar en Gutiérrez-López, Arellano-Lara y Aparicio-Mijares (2007), y en Campos-Aranda (2008).

Apéndice 2: Descripción de los tres test de tendencia

Machiwal y Jha (2008) aplicaron 12 pruebas para detección de la tendencia, la mayoría paramétricas y encontraron que los tres test siguientes fueron los de mayor potencia o más confiables.

8. Test de Kendall (TK)

Esta prueba paramétrica también se conoce como de *correlación de rangos* (Machiwal & Jha, 2012). Es muy efectiva si la tendencia fundamental es de tipo lineal o se aproxima a ésta. Su procedimiento consiste en evaluar el número p en todos los pares de observaciones (x_i, x_j; con $i = 1$ a $n - 1$; $j = i + 1$ a n) en que x_j es mayor que x_i; después se calculan las estadísticas siguientes (Kottegoda, 1980):

$$\tau = \left[\frac{4p}{n(n-1)}\right] - 1 \qquad \text{(A.2)}$$

$$\sigma_\tau^2 = \frac{2(2n+5)}{9n(n-1)} \qquad \text{(A.3)}$$

Si el cociente τ/σ_τ es menor que ±1.960, el registro no presenta tendencia en una prueba de dos colas con un nivel de significancia α de 5%.

9. Test de Spearman (TS_1)

En esta prueba no paramétrica, que se conoce como *correlación del orden de rangos* (Machiwal & Jha, 2012), primero se ordenan los datos de menor a mayor y se sustituye cada elemento del registro por su rango (k_i); después, para cada dato de la serie original, se calculan las diferencias: $d_i = k_i - i$, con $i = 1$ a n y se evalúan las estadísticas siguientes (WMO, 1971; Adeloye & Montaseri, 2002):

$$R_k = 1 - \frac{6\sum_{i=1}^{n} d_i^2}{n(n^2-1)} \qquad \text{(A.4)}$$

$$t = R_k \sqrt{\frac{n-2}{1-R_k^2}} \qquad (A.5)$$

El valor de la ecuación anterior se compara con el intervalo que define $\pm t_c$ tomado de la distribución t de Student con n - 2 grados de libertad y nivel de significancia α, para una prueba de dos colas; si lo excede ($t > t_c$), existe tendencia.

10. Test de Mann-Kendall (TM)

Es una prueba no paramétrica que busca tendencia en la serie sin importar si es lineal o no lineal; pero el registro no debe mostrar persistencia. Su estadístico operativo Ss es la suma de los signos de las diferencias (z) de todas las parejas factibles de formar, por ello su expresión es (Manly, 2001):

$$Ss = \sum_{i=2}^{n} \sum_{j=1}^{i-1} \text{signo}\left(x_i - x_j\right) \qquad (A.6)$$

en la cual el signo (z) es -1 para $z < 0$, 0 para $z = 0$ y +1 para $z > 0$. Para una serie con valores aleatorios se espera que $Ss = 0$, cuya varianza es (Hirsch, Helsel, Cohn, & Gilroy, 1993; Machiwal & Jha, 2012):

$$Var\left(Ss\right) = \frac{n\left(n-1\right)\left(2n+5\right)}{18} \qquad (A.7)$$

El estadístico de la prueba es:

$$Z_S = \frac{Ss + m_c}{\sqrt{\text{Var}\left(Ss\right)}} \qquad (A.8)$$

En la expresión anterior, $m_c = 1$ cuando $Ss < 0$ y $m_c = -1$ para $Ss > 0$. Si el valor absoluto de Z_S es mayor que el valor crítico de la distribución Normal estándar, la serie presenta tendencia creciente o decreciente con un nivel de significancia α. Para $\alpha = 5\%$, el valor crítico es 1.960. La varianza (ecuación (A.7)) se debe corregir cuando existen datos iguales o la muestra es censurada (Hirsch *et al.*, 1993).

Hamed y Rao (1998) desarrollaron una corrección para la ecuación (A.7), que toma en cuenta la persistencia de la serie, la cual permite la aplicación del Test de Mann-Kendall a datos autocorrelacionados. Sonali y Nagesh-Kumar (2013) presentan dos enfoques de corrección de la prueba de Mann-Kendall basados en modificar su varianza (ecuación (A.7)). Kundzewicz y Robson (2004) exponen otros procedimientos de aplicación de la prueba de Mann-Kendall, los cuales utilizan el re-muestreo estadístico.

Apéndice 3: eliminación de la persistencia por pre-blanqueado del registro

Desde mediados de la década de 1990 se estableció que la correlación serial positiva de una muestra o registro incrementa la posibilidad de que el Test de Mann-Kendall (TM) detecte tendencia significativa. Para eliminar tal influencia se propuso el *pre-blanqueado* del registro, considerando que tal componente de correlación serial es un proceso autorregresivo de orden uno [AR(1)] y que por lo tanto debe ser retirado antes de aplicar el test TM (Burn & Hag-Elnur, 2002).

Posteriormente, Yue, Pilon, Phinney y Cavadias (2002) demostraron, mediante simulación aleatoria, que cuando un proceso AR(1) y una tendencia lineal existen en una serie, la remoción del proceso autorregresivo con el pre-blanqueado también elimina una parte de la tendencia. Lo anterior se observa considerando que un registro (X_t) está formado por una tendencia lineal ($T_t = \beta \cdot t$) y un proceso AR(1), con r_1 como el coeficiente de correlación serial de orden uno y ε_t como el ruido blanco o componente aleatoria ($A_t = r_1 \cdot A_{t-1} + \varepsilon_t$), es decir:

$$X_t = T_t + A_t \qquad (A.9)$$

El registro preblanqueado será:

$$X_t^{'} = X_t - r_1 \cdot X_{t-1} \qquad (A.10)$$

Sustituyendo en la expresión anterior la ecuación (A.9) y el proceso AR(1) se tiene:

$$X_t' = \beta \cdot t + A_t - r_1\left[\beta\left(t-1\right) + A_{t-1}\right]$$
$$= \beta \cdot t + \left(r_1 \cdot A_{t-1} + \varepsilon_t\right) - r_1 \cdot \beta\left(t-1\right) - r_1 \cdot A_{t-1} \qquad \text{(A.11)}$$

Simplificando y agrupando se tiene:

$$X_t' = \left(1 - r_1\right) \cdot \beta \cdot t + \varepsilon_t + r_1 \cdot \beta \qquad \text{(A.12)}$$

En la expresión anterior se observa que el proceso autorregresivo ha sido eliminado, pero ahora la pendiente de la serie pre-blanqueada es $\beta' = (1 - r_1) \cdot \beta$; entonces, cuando se remueve un AR(1) positivo ($r_1 > 0$) se tiene que $|\beta'| < |\beta|$, indicando que el pre-blanqueado elimina parte de tendencia. Cuando AR(1) es negativo ($r_1 < 0$), ocurre lo contrario, $|\beta'| > |\beta|$, de manera que el pre-blanqueado incrementa la tendencia.

Debido a lo anterior, Yue *et al.* (2002), y Yue, Pilon y Phinney (2003) propusieron un *pre-blanqueado libre de tendencia*, que consiste en identificar la tendencia lineal (T_t) y retirarla de la serie (X_t), para obtener una muestra sin tendencia (Y_t), esto es:

$$Y_t = X_t - T_t = X_t - \beta \cdot t \qquad \text{(A.13)}$$

Después se elimina el proceso AR(1), cuando el r_1 resultó estadísticamente significativo o diferente de cero, para obtener la serie de valores independientes (Y'_t), ésta es:

$$Y_t' = Y_t - r_1 \cdot Y_{t-1} \qquad \text{(A.14)}$$

Finalmente, se suma la tendencia identificada para obtener una muestra mezclada (Y''_t), que incluye tendencia y otros componentes, como el ruido blanco, pero que no está influenciada por la correlación serial; a esta serie se le aplica el test de Mann-Kendall:

$$Y_t'' = Y_t' + T_t = Y_t' + \beta \cdot t \qquad \text{(A.15)}$$

Apéndice 4: Recta de regresión para la tendencia lineal

Se considera que la variable dependiente (y) son las temperaturas anuales T_i en °C y los tiempos o años A_i son las abscisas (x), en este caso iguales al i-ésimo valor i. Para probar si la pendiente (m) de la recta de regresión ajustada por mínimos cuadrados de los residuos es estadísticamente diferente de cero, se usa una prueba basada en la t de Student definida por las ecuaciones siguientes (Ostle & Mensing, 1975):

$$T = b + m \cdot A \qquad \text{(A.16)}$$

$$b = \overline{T} - m \cdot \overline{A} \qquad \text{(A.17)}$$

$$m = \frac{\mathrm{Cov}\left(T, A\right)}{\mathrm{Var}\left(A\right)} = \frac{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} T_i \cdot i - \overline{T} \cdot \overline{A}}{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} i^2 - \overline{A}^2} \qquad \text{(A.18)}$$

$$r_{xy} = \frac{\mathrm{Cov}\left(T, A\right)}{\sqrt{\mathrm{Var}\left(T\right) \cdot \mathrm{Var}\left(A\right)}} \qquad \text{(A.19)}$$

$$\mathrm{Var}\left(T\right) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} T_i^2 - \overline{T}^2 \qquad \text{(A.20)}$$

$$t = \frac{m}{\sqrt{S_m^2}} \qquad \text{(A.21)}$$

$$S_m^2 = \frac{S_E^2}{\sum_{i=1}^{n}\left(A_i - \overline{A}\right)^2} \qquad \text{(A.22)}$$

$$S_E^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n}\left(T_i - \hat{T}_i\right)^2}{\left(n-2\right)} \qquad \text{(A.23)}$$

$\overline{T}$ y $\overline{A}$ son las medias aritméticas; r_{xy} es el coeficiente de correlación, el cual varía de cero a ±1. La pendiente m tiene unidades de °C/año y la ordenada al origen b de °C. En la ecuación (A.23), $\hat{T}_i$ es el valor estimado con la recta de regresión (ecuación (A.16)). S_E^2 y S_m^2 son las varianzas de los errores y de la pendiente de la recta de regresión. Si el valor calculado t (ecuación

(A.21)) es mayor que el crítico (t_c), obtenido para la distribución t de Student con n - 2 grados de libertad y $\alpha = 5\%$, en una prueba de dos colas, la pendiente m es significativa, es decir, existe tendencia lineal. El problema de esta prueba es que no distingue entre persistencia y tendencia (Adeloye & Montaseri, 2002); además, la estimación de m es sensible a la no normalidad de los datos (Sen, 1968).

Apéndice 5: Pendiente de la tendencia (*ms*) según criterio de Pranab Kumar Sen

Sen (1968) propuso utilizar el criterio de análisis de la tendencia establecido en el test de Kendall para estimar su pendiente (*ms*), definiéndola como el valor mediano (MED) de las pendientes parciales, es decir:

$$ms = MED\left[\frac{X_j - X_i}{j - i}\right] \quad \text{para toda } j > i \qquad \text{(A.24)}$$

X_j y X_i son los datos, en este caso temperaturas máximas de mayo, en los tiempos j e i, que son años; *ms* tiene unidades de °C/año. Siendo n el número de datos, entonces habrá $n(n - 1)/2$ pendientes parciales. El signo positivo de *ms* define tendencias ascendentes y el negativo descendentes (Sonali & Nagesh-Kumar, 2013). Machiwal y Jha (2012) indican que la estimación *ms* es resistente o robusta a la presencia de valores dispersos (*outliers*).

Referencias

Adeloye, A. J., & Montaseri, M. (2002). Preliminary Streamflow Data Analyses Prior to Water Resources Study. *Hydrological Sciences Journal*, *47*(5), 679-692.

Arora, M., Goel, N. K., & Singh, P. (2005). Evaluation of Temperature Trends over India. *Hydrological Sciences Journal*, *50*(1), 81-93.

Buishand, T. A. (1982). Some Methods for Testing the Homogeneity of Rainfall Records. *Journal of Hydrology*, *58*, 11-27.

Burn, D. H., & Hag-Elnur, M. A. (2002). Detection of Hydrologic Trends and Variability. *Journal of Hydrology*, *255*, pp. 107-122.

Campos-Aranda, D. F. (1998). Capítulo 4: Precipitación (pp. 4.1-4.100) y Capítulo 8: Escurrimiento (pp. 8.1-8.76) (tercera reimpresión). En *Procesos del Ciclo Hidrológico*. San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.

Campos-Aranda, D. F. (2008). *Cuatro pruebas de homogeneidad para registros de lluvia anual basadas en la curva masa residual*. Ponencia. Tema: Hidrología Superficial y Subterránea. XX Congreso Nacional de Hidráulica, 6 de octubre de 2008, Toluca, Estado de México.

Cavadias, G. S. (1995). Climatic Change, River Flows and Water Resources Development. Chapter 8 (pp. 259-272). In G. W. Kite (Ed.). *Time and the River*. Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.

Gutiérrez-López, A., Arellano-Lara, F., & Aparicio-Mijares, F. J. (septiembre, 2006-enero, 2007). Determinación de periodos de cambio climático, empleando pruebas de ruptura de series, *Tláloc*, *38*, 4-11.

Hamed, K. A., & Rao, A. R. (1998). A Modified Mann-Kendall Trend Test for Auto-Correlated Data. *Journal of Hydrology*, *204*, 182-196.

Hirsch, R. M., Helsel, D. R., Cohn, T. A., & Gilroy, E. J. (1993). Statistical Analysis of Hydrologic Data. Chapter 17 (pp. 17.1-17.55). In D. R. Maidment (Ed. in Chief). *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw-Hill, Inc.

Hu, Ch., & Liu, Ch. (2010). Climate Changes and Changes of Runoff and Sediment Loads from Chinese Rivers (pp. 40-50). In *Climate Change and Adaptation for Water Resources in Yellow River Basin*, IHP, VII Technical Document in Hydrology. UNESCO office in Beijing, China.

IPCC (2007). *Climate Change 2007-The Physical Science Basis*. Fourth Assessment Report. Working Group I. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom: Intergovernment Panel on Climatic Change. Recuperado de http://www.wmo.int/pages/partners/ipcc/index_en.html.

Kottegoda, N. T. (1980). Chapter 2: Analysis of Hydrologic Time Series (pp. 20-66). In *Stochastic Water Resources Technology*. London: The MacMillan Press, Ltd.

Kundzewicz, Z. W., & Robson, A. J. (2004). Change Detection in Hydrological Records-A Review of the Methodology. In *Hydrological Sciences Journal*, *49*(1), 7-19.

Linsley, R. K., Kohler, M. A., & Paulhus, J. L. (1988). Chapter 14: Stochastic Hydrology (pp. 374-397). In *Hydrology for Engineers*. London: McGraw-Hill Book Co., SI Metric Edition.

Machiwal, D., & Jha, M. K. (2008). Comparative Evaluation of Statistical Tests for Time Series Analysis: Application to Hydrological Time Series. *Hydrological Sciences Journal*, *53*(2), 353-366.

Machiwal, D., & Jha, M. K. (2012). Chapter 4: Methods for Time Series Analysis (pp. 51-84). In *Hydrologic Time Series Analysis: Theory and Practice*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.

Manly, B. F. J. (2001). Chapter 8: Time Series Analysis (pp. 192-222). *Statistics for Environmental Science and Management*. Boca Raton, USA: Chapman & Hall/CRC.

Martínez, C. J., Maleski, J. J., & Miller, M. F. (2012). Trends in Precipitation and Temperature in Florida, USA. *Journal of Hydrology*, *452-453*, 259-281.

Martínez-Austria, P. F., & Aguilar-Chávez, A. (Eds). (2008). Prólogo. En *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Volumen II*. (pp. 7-9). México, DF: Semarnat-IMTA.

Mather, J. R. (1977). Exercise II: Skewness, Homogeneity and Correlation (pp. 9-14). In *Workbook in Applied Climatology. Publications in Climatology*, *30*(1). New Jersey: Laboratory of Climatology.

Montero-Martínez, M. J., & Pérez-López, J. L. (2008). Regionalización de proyecciones de precipitación y temperatura en superficie aplicando el método REA para México. Capítulo 1 (pp. 11-21). En *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Volumen II*. En P. F. Martínez-Austria & A. Aguilar-Chávez (Eds.). México, DF: Semarnat-IMTA.

Montero-Martínez, M. J., Martínez-Jiménez, J., Castillo-Pérez, N. I., & Espinoza-Tamarindo, B. E. (2010). Escenarios climáticos en México proyectados para el siglo XXI: precipitación y temperatura máxima y mínima. Capítulo 2 (pp. 39-63). En *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Volumen III: Atlas de vulnerabilidad hídrica para México ante el Cambio Climático*, editores P. F. Martínez-Austria & C. Patiño-Gómez. Semarnat-IMTA. México, D. F.. 164 páginas.

Mujumdar, P. P., & Nagesh-Kumar, D. (2012). Theme 4.4: Statistical Downscaling Approaches (pp. 47-64). In *Floods in a Changing Climate. Hydrologic Modeling*. Cambridge, United Kingdom: International Hydrology Series (UNESCO).

Ostle, B., & Mensing, R. W. (1975). Chapter 7: Regression Analysis (pp. 165-236). In *Statistics in Research* (third edition). Ames, USA: Iowa State University Press.

Ruiz-Maya, L. (1977). Capítulo 9: Condiciones paramétricas del análisis de varianza (pp. 233-249). En *Métodos estadísticos de investigación*. Madrid: Instituto Nacional de Estadística.

Sen, P. K. (1968). Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, *63*(324), 1379-1389.

Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, *52*, 591-611.

Shapiro, S. S. (1998). Selection, Fitting and Testing Statistical Models. Chapter 6 (pp. 6.1-6.35) (second edition). In H. M. Wadsworth (Ed.). *Handbook of Statistical Methods for Engineers and Scientists*. New York: McGraw-Hill Inc.

Singh, P., Kumar, V., Thomas, T., & Arora, M. (2008). Basin-Wide Assessment of Temperature Trends in Northwest and Central India. *Hydrological Sciences Journal*, *53*(2), 421-433.

Sonali, P., & Nagesh-Kumar, D. (2013). Review of Trend Detection Methods and their Application to Detect Temperature Changes in India. *Journal of Hydrology*, *476*, 212-227.

Thom, H. C. S. (1971). *Some Methods of Climatological Analysis*. (53 pp.). Technical Note No. 81. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.

WMO (1971). Annexed III: Standard Tests of Significance to be recommended in Routine Analysis of Climatic Fluctuations (pp. 58-71). Technical Note No. 79, WMO-No. 195. In *Climatic Change*. Geneva, Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization.

Yevjevich, V. (1995). Statistics in Hydrology and Water Resources Management. Chapter 5 (pp. 121-154). In G. W. Kite (Ed.). *Time and the River*. Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.

Yue, S., Pilon, P., Phinney, B., & Cavadias, G. (2002). The Influence of Autocorrelation on the Ability to Detect Trend in Hydrological Series. *Hydrological Processes*, *16*, 1807-1829.

Yue, S., Pilon, P., & Phinney, B. (2003). Canadian Streamflow Trend Detection: Impacts of Serial and Cross-Correlation. *Hydrological Sciences Journal*, *48*(1), 51-63.

Dirección del autor

Dr. Daniel Francisco Campos Aranda

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Genaro Codina 240, Colonia Jardines del Estadio
78280 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México
campos_aranda@hotmail.com

Haga clic aquí para escribir al autor

Discusión

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.

Vaso de la Presa La Maroma, Catorce, San Luis Potosí, México.

Foto: Hugo Larios Tlali.

Guía para colaboradores

La revista ***Tecnología y Ciencias del Agua***, invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas **inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales** y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

Tipo de letra: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

tamaño de letra: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 puntos (Palatino)	9 puntos (Palatino)
• Cuadros. • Figuras. • Agradecimientos.	• Nombre de los autores. • Institución de los autores. • Resumen. • *Abstract* y *keywords*. • Dirección institucional de los autores.
10 puntos (Palatino)	**20 puntos versales (Palatino)**
• Cuerpo del texto. • Título del trabajo en inglés.	• Título del trabajo en español.

interlineado: doble espacio.

numeración de páginas: todas las páginas deben ir numeradas.

Extensión
***Artículo técnico*: treinta páginas** (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.
***Nota técnica*: diez páginas** (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

Contenido
El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones**. De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (abstract), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

Título
El título, **redactado en español e inglés**, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

Resumen
El resumen, **redactado en español e inglés** (*abstract*), deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

Palabras clave
Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas **en español e inglés** (*keywords*), que faciliten la recuperación de la información.

Pies de página
No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

Agradecimientos
Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

Cuadros
- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

Figuras
- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

Referencias
- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el estado del arte.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el formato APA de citación.

Algunos ejemplos con base en el formato APA:

Libros completos

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Ciudad de edición: Editorial.
Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Recuperado de http://www.xxxxx
Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. doi:xxxxx
Apellido, A. A. (Ed.). (año). Ciudad de edición: Editorial.

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Apellido, B. Apellido & C. Apellido (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Lugar: Editorial.
Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Editor & B. Editor (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Recuperado de http://www.xxxxxxx

Artículo o nota de publicación periódica recuperado de la web

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, volumen(número), pp. Recuperado de http:// www.xxxxxxx

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de http:// www.xxxxxxx

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82, doi:xxxxxx

Congresos y simposia

Colaborador, A. A., Colaborador, B. B., Colaborador, C. C., & Colaborador, D. D. (Mes, año). Título de la colaboración. En E. E. Presidente (Presidencia), Título del simposio. Simposio llevado a cabo en la conferencia de Nombre de la Organización, Lugar.

Idioma

Español o inglés.

Separación de números y uso de punto decimal

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: "**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos…: π = 3.1416.".**

Envío del artículo

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a **revista.tyca@gmail.com**, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Información general

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Citas dentro del cuerpo del texto

Tipo de cita	Primera cita en el texto	Citas subsecuentes en el texto	Formato entre paréntesis, primera cita en el texto	Formato entre paréntesis, citas subsecuentes en el texto
Un trabajo por un solo autor	Apellido (Año)	Apellido (Año)	(Apellido, año)	(Apellido, año)
Un trabajo por dos autores	Apellido y Apellido (Año)	Apellido y Apellido (Año)	(Apellido & Apellido, Año)	(Apellido & Apellido, Año)
Un trabajo por tres autores	Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido *et al*. (Año)	(Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor *et al*., año)
Un trabajo por cuatro autores	Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido *et al*. (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor *et al*., año)
Un trabajo por cinco autores	Apellido, Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido *et al*. (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido , año)	(Apellido del primer autor *et al*., 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor *et al*. (Año)	Apellido del primer autor *et al*. (Año)	(Apellido del primer autor *et al*., Año)	(Apellido del primer autor *et al*., año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

Política Editorial

Misión

Difundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos de conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo técnico: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje pueden terminar publicándose como notas, o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambos tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo sea analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a ***Tecnología y Ciencias del Agua***.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. ***Tecnología y Ciencias del Agua*** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la “Guía para colaboradores”.

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

Tecnología y Ciencias del Agua podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua.

De la misma manera, podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.

En ambos casos se cuidará la calidad de los contenidos técnicos y las aportaciones científicas.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

• Thomson Reuters Science Citation Index® (*ISI*) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (*ISI*) • *Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica* del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • *EBSCO* (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • *ProQuest* (Cambridge Scientific Abstracts) • *Elsevier* (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • *CAB Abstracts*, CAB International • *Latindex* (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • *Periódica* (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • *Catálogo Hela* (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • *Actualidad Iberoamericana*, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.

Contenido

Artículos técnicos

Strategies for Dam Safety Risk Management in Mexico
Eduardo Botero-Jaramillo
Alexandra Ossa-López
Raúl Flores-Berrones

Cinética de consumo de nutrientes y crecimiento de un bloom de microalgas en un fotobiorreactor High Rate Algae Pond (HRAP)
Sara Haro
José Antonio Perales

Fórmulas generales para los coeficientes de Chézy y de Manning
Oscar Jiménez-Medina

Riesgo a inundación en la subcuenca del río La Antigua, Veracruz, México
Hugo Larios-Tlali
Elibeth Torres-Benites
Abel Quevedo-Nolascol
Mario R. Martínez-Menes
Jorge A. Salgado-Tránsito

Hidrogeoquímica y procesos naturales de ablandamiento del agua subterránea en sistemas kársticos
Luvina Bibiano
J. Gárfias
Hilario Llanos

Comparativa de algoritmos para la optimización de un sistema de recursos hídricos
Néstor Lerma
Javier Paredes-Arquiola
Joaquín Andreu
Abel Solera

Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real
Noelia Alasino
Florencia Nadal
Laura Primo
Pablo Bollo
Nancy Larrosa

Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Jerez, estado de Zacatecas, México
Ernesto Patricio Nuñez-Peña
Felipe de Jesús Escalona-Alcázar
Jorge Bluhm-Gutiérrez
Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz
Alan de la Torre-Guerrero
Emmanuel Ortega-Martínez
Antonio Cardona-Benavides

La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México
Patricia Rivera
Adrián Guillermo Aguilar

Notas técnicas

Búsqueda del cambio climático en la temperatura máxima de mayo en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión
Guía para colaboradores

Contents

Technical articles

Estrategias para la gestión de riesgos de seguridad de presas en México 5
Eduardo Botero-Jaramillo
Alexandra Ossa-López
Raúl Flores-Berrones

Kinetics of Nutrient Uptake and Growth of a Bloom of Microalgae in a High Rate Algae Pond (HRAP) Photobioreactor 15
Sara Haro
José Antonio Perales

General Formulas for Chezy and Manning Coefficients 33
Oscar Jiménez-Medina

Flood Risk in a Sub-basin of the La Antigua River, Veracruz, México 39
Hugo Larios-Tlali
Elibeth Torres-Benites
Abel Quevedo-Nolascol
Mario R. Martínez-Menes
Jorge A. Salgado-Tránsito

Groundwater Hydrochemistry and Natural Softening Processes in Karstic Systems 57
Luvina Bibiano
J. Gárfias
Hilario Llanos

Comparison of Algorithms for the Optimization of Water Resources Systems 79
Néstor Lerma
Javier Paredes-Arquiola
Joaquín Andreu
Abel Solera

Kinetic and Hydraulic Behavior of a Full-Scale Constructed Wetland 93
Noelia Alasino
Florencia Nadal
Laura Primo
Pablo Bollo
Nancy Larrosa

Hydrogeochemical Characterization of the Jerez Aquifer, Zacatecas, Mexico 105
Ernesto Patricio Nuñez-Peña
Felipe de Jesús Escalona-Alcázar
Jorge Bluhm-Gutiérrez
Gustavo Alfonso Ramos-De la Cruz
Alan de la Torre-Guerrero
Emmanuel Ortega-Martínez
Antonio Cardona-Benavides

Comprehensive Water Management in Urban Areas: Case Study of Zacatecas-Guadalupe, Mexico 125
Patricia Rivera
Adrián Guillermo Aguilar

Technical notes

Search for Climate Change in Maximum Temperaturesin May based on 16 Weather Stations in State of Zacatecas, Mexico 143
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discussion 161
Contributor's guide 163

IMTA
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

http://www.imta.gob.mx/tyca