



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VIII, núm. 5, septiembre-octubre de 2017

Portada: área afectada por procesos severos de cárcavamiento en la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México. El estado de Oaxaca se caracteriza por ser una de las entidades más ricas en diversidad de recursos naturales, sin embargo, la región Mixteca presenta una fuerte degradación de sus recursos naturales. La combinación de factores climáticos, geológicos y tectónicos han actuado en forma natural en los procesos erosivos y de sucesión vegetal de la cuenca; pero la magnitud de éstos se ha agravado por cambios en el uso de suelo (principalmente el sobrepastoreo), el aprovechamiento forestal mal regulado y la agricultura tradicional en laderas con escasas prácticas de conservación de suelo. Así, factores naturales y antropogénicos se han combinado para acelerar los procesos de la degradación del suelo y vegetación, al igual que el potencial productivo de la cuenca. Ver el artículo "Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT" de Madaí Sánchez-Galindo, Demetrio Salvador Fernández-Reynoso, Mario Martínez-Menes, Erasmo Rubio-Granados y José Donaldo Ríos-Berber (pp. 141-156).

Foto: Madaí Sánchez Galindo.





Fauna troglófila (*Opiliones*) que se encuentra en la cueva de Acahuizotla, Chilpancingo, Guerrero, México.

Foto: Ezel Jacome Pérez Galindo.

Artículos

Cave macroinvertebrates used as bioindicators of water quality

Ezel Jacome Galindo-Pérez
Blanca Estela Chávez-Sandoval
Edson Espinoza-Graciano
María del Carmen Flores-Martínez
María del Pilar Villeda-Callejas
Javed A. Bhalli
Moisés Tejocote-Pérez
Francisco García-Franco

Optimización del monitoreo del nivel del agua subterránea para una frecuencia fija

Gisely Alejandra Sánchez-Hernández
Hugo Enrique Júnez-Ferreira
Wenceslao Alvarez-Robles
Julián González-Trinidad
Carlos Bautista-Capetillo
Graciela del Socorro Herrera-Zamarrón

Efecto de la quema de llantas en la calidad del agua de un tramo de la quebrada Piedras Blancas

Alba N. Ardila
Erasmus Arriola

Eficiencia del uso del agua de un viñedo y su relación con porosidad del suelo

Aarón I. Melendres
Alejandro Zermeño
Homero Ramírez
José Omar Cárdenas
Martín Cadena

Modelo basado en redes neuronales artificiales para la evaluación de la calidad del agua en sistemas de cultivo extensivo de camarón

José Juan Carbajal-Hernández
Luis P. Sánchez-Fernández
Ignacio Hernández-Bautista
Jorge Hernández-López

Presencia de ftalatos en agua embotellada comercializada en la Ciudad de México y su migración durante el almacenamiento a diferentes temperaturas

Marcela Vazquez
Rey Gutiérrez
J. Jesús Pérez
Arturo Escobar
Juan G. Rivera
Salvador Vega

Articles

Macroinvertebrados de cuevas utilizados como bioindicadores de calidad del agua

Ezel Jacome Galindo-Pérez
Blanca Estela Chávez-Sandoval
Edson Espinoza-Graciano
María del Carmen Flores-Martínez
María del Pilar Villeda-Callejas
Javed A. Bhalli
Moisés Tejocote-Pérez
Francisco García-Franco

Optimal groundwater level monitoring with a fixed frequency

Gisely Alejandra Sánchez-Hernández
Hugo Enrique Júnez-Ferreira
Wenceslao Alvarez-Robles
Julián González-Trinidad
Carlos Bautista-Capetillo
Graciela del Socorro Herrera-Zamarrón

Effects of burning tires on water quality in a section of the Piedras Blancas watershed

Alba N. Ardila
Erasmus Arriola

Water use efficiency in a vineyard and its relationship with soil porosity

Aarón I. Melendres
Alejandro Zermeño
Homero Ramírez
José Omar Cárdenas
Martín Cadena

A model based on an artificial neural network for assessing water quality on large shrimp farms

José Juan Carbajal-Hernández
Luis P. Sánchez-Fernández
Ignacio Hernández-Bautista
Jorge Hernández-López

Presence of phthalates in bottled water sold in Mexico City and their migration when stored at different temperatures

Marcela Vazquez
Rey Gutiérrez
J. Jesús Pérez
Arturo Escobar
Juan G. Rivera
Salvador Vega

5

19

39

57

71

91

<p>Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando <i>Cyperus papyrus</i> Stephanie Paola Cervantes Yudy Andrea Londoño Floria Roa Gutiérrez Gustavo A. Peñuela</p>	<p><i>Evaluation of the removal of different concentrations of ibuprofen in subsurface flow constructed wetlands planted with the Cyperus papyrus</i> Stephanie Paola Cervantes Yudy Andrea Londoño Floria Roa Gutiérrez Gustavo A. Peñuela</p>	<p>105</p>
<p>Sistema de asignaciones, concesiones y política hídrica en México. Efectos en el derecho humano al agua Poliopetro F. Martínez-Austria Alberto Vargas-Hidalgo</p>	<p><i>System of allocations, concessions and water policy in Mexico. Effects on the human right to water</i> Poliopetro F. Martínez-Austria Alberto Vargas-Hidalgo</p>	<p>117</p>
<p>Arima as a forecasting tool for water quality time series measured with UV-Vis spectrometers in a constructed wetland Nathalie Hernández Julio Camargo Fredy Moreno Leonardo Plazas-Nossa Andrés Torres</p>	<p><i>Arima como herramienta de pronóstico para la calidad del agua con series de tiempo registradas con espectrómetros UV-Vis en un humedal construido</i> Nathalie Hernández Julio Camargo Fredy Moreno Leonardo Plazas-Nossa Andrés Torres</p>	<p>127</p>
<p>Modelo hidrológico de la cuenca del río sordo, Oaxaca, México, con SWAT Madaí Sánchez-Galindo Demetrio Salvador Fernández-Reynoso Mario Martínez-Menes Erasmus Rubio-Granados José Donaldo Ríos-Berber</p>	<p><i>Hydrological model of the Sordo River watershed, Oaxaca, México, using SWAT</i> Madaí Sánchez-Galindo Demetrio Salvador Fernández-Reynoso Mario Martínez-Menes Erasmus Rubio-Granados José Donaldo Ríos-Berber</p>	<p>141</p>
<p>Validación espacial de datos climatológicos y pruebas de homogeneidad: caso Veracruz, México Rafael Alberto Guajardo-Panes Guadalupe Rebeca Granados-Ramírez Ignacio Sánchez-Cohen Gabriel Díaz-Padilla Finlandia Barbosa-Moreno</p>	<p><i>Spatial validation of climatological data and homogeneity tests: The case of Veracruz, Mexico</i> Rafael Alberto Guajardo-Panes Guadalupe Rebeca Granados-Ramírez Ignacio Sánchez-Cohen Gabriel Díaz-Padilla Finlandia Barbosa-Moreno</p>	<p>157</p>
<p>Discusión Guía para colaboradores</p>	<p><i>Discussion</i> Contributor's guide</p>	<p>179 181</p>

Cave macroinvertebrates used as bioindicators of water quality

• Ezel Jacome Galindo-Pérez •
Universidad Nacional Autónoma de México

• Blanca Estela Chávez-Sandoval •
Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco

• Edson Espinoza-Graciano • María del Carmen Flores-Martínez •
• María del Pilar Villeda-Callejas •
Universidad Nacional Autónoma de México

• Javed A. Bhalli •
Covance Laboratories Inc., USA

• Moisés Tejocote-Pérez
Universidad Autónoma del Estado de México

• Francisco García-Franco* •
Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Mexico

*Corresponding author

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-01

Abstract

Galindo-Pérez, E. J., Chávez-Sandoval, B. E., Espinoza-Graciano, E., Flores-Martínez, M. C., Villeda-Callejas, M. P., Bhalli, J. A., Tejocote-Pérez, M., & García-Franco, F. (September-October, 2017). Cave macroinvertebrates as bioindicators of water quality. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 8(5), 5-17.

Caves are very fragile systems which are influenced by specific biogeographic and ecological patterns that maintain unique species of fauna, flora, and microbiota. One cave species, macroinvertebrates, represents a heterogeneous group of animal taxa which is in constant danger of extinction, principally due to anthropogenic activities. Macroinvertebrates have been widely used as bioindicators of the quality of biogeographic zones, ecosystems, and protected areas, as well as to determine protected species. The Boca del Río Cave is located in the biogeographic transition zone in Mexico's Neotropical region, and is home to a large enclave of different biotic elements. Twenty-nine organisms were collected and grouped into 19 families based on their morphological and physiological characteristics. The coefficient of taxonomic work (CTW) indicates that the taxonomic level *family* is the most consistent for all of the organisms collected. The *Coenagrionidae* family was the most abundant in the study. The BMWP, ASPT, and SCI biotic index scores indicate that the water in the Boca del Río Cave is slightly contaminated, while the Family Biotic Index (FBI) indicates poor water quality with very substantial organic

Resumen

Galindo-Pérez, E. J., Chávez-Sandoval, B. E., Espinoza-Graciano, E., Flores-Martínez, M. C., Villeda-Callejas, M. P., Bhalli, J. A., Tejocote-Pérez, M., & García-Franco, F. (septiembre-octubre, 2017). Macroinvertebrados de cuevas utilizados como bioindicadores de calidad del agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 5-17.

Las cuevas son sistemas frágiles, influenciados por patrones ecológicos y biogeográficos particulares, que mantienen la flora, fauna y microbiota de especies únicas. Entre los organismos de las cuevas, los macroinvertebrados representan un grupo muy heterogéneo, en constante riesgo de extinción, en particular por la acción de las actividades antropogénicas. Los macroinvertebrados han sido ampliamente utilizados como bioindicadores de calidad de zonas biogeográficas, ecosistemas y áreas protegidas, también para determinar especies protegidas. La Cueva Boca del Río se localiza en la región biogeográfica neotropical mexicana, enclavada en la zona de transición, importante enclave de diferentes elementos bióticos. Se colectaron 29 individuos, y con base en sus características morfológicas y fisiológicas se agruparon en 19 familias. El coeficiente de trabajo taxonómico (CTW) indica que el nivel taxonómico de familia es la más consistente para todos los organismos colectados. La familia *Coenagrionidae* fue la más abundante en el estudio. Los índices BMWP, ASPT y SCI indican que la calidad del agua en la cueva Boca del Río está ligeramente contaminada, mientras que el índice FBI considera una baja calidad del agua con contaminación orgánica muy sustancial. La diversidad de familias de macroinvertebrados confirman que la cueva Boca del Río es un importante refugio para la fauna en la zona de transición mexicana,

pollution. The diversity of macroinvertebrate families confirms that the Boca del Río Cave serves as an important refuge for fauna in the transition zone located in Mexico's Nearctic biogeographic region. This report represents the first study to use bioindicators to analyze the water quality of a cave system, and contributes to the inventories of macroinvertebrate cave fauna.

Keywords: Subterranean insects, water quality, biotic indices, transition zone, endemic lineages, troglobionts, stygobionts, bioindicators.

en la región biogeográfica Neártica. Este informe representa el primer estudio de la calidad del agua de un sistema de cuevas a través de bioindicadores y es una contribución a los listados de fauna cavernícola de macroinvertebrados.

Palabras clave: insectos de cuevas, calidad de agua, índices bióticos, zona de transición, linajes endémicos, troglobiontes, stygobiontes, bioindicadores.

Received: 19/08/2016

Accepted: 16/03/2017

Introduction

The freshwater ecosystems in both surface and groundwater are the main sources of freshwater in the world. However, surface water represents 1.2%; ground water, 30.1%; polar ice and glaciers 68.7%. Only a small fraction of existing fresh water, almost entirely stored in aquifers (United Nations Environment Programme (UNEP, 2008). Aquifers are highly efficient interfaces with surface water through allogeneic charges, internal runoff, diffuse infiltration, recharge perched basins, and some of these structures are associated with the formation of subterranean caves (Bertelli, Dos Santos, & Bichuette, 2013).

Caves serve as collection sites for rainwater, table conditions, act as natural laboratories of biological evolution, and maintain the fauna, flora and the microbiota of unique species (Griebler & Lueders, 2009; Taylor & Holsinger, 2011; Weigand, 2013). Cave systems also have acted as a refuge for many species providing special evolutionary conditions, including regressive evolution (Villacorta, Jaume, Oromí, & Juan, 2008; Jeffery, 2009; Juan, Guzik, Jaume, & Cooper, 2010).

Worldwide there are between 10,000 and 100,000 species of obligate subterranean terrestrial species (troglobionts) and aquatic species (stygobionts). A few fishes and salamanders

are included in this group but the vast majority are macroinvertebrates, especially arachnids, beetles, nematodes, mollusks, and crustaceans. These organisms have different morphological, physiological, and ethological characteristics, acquired during the historical events and adaptations to these dark and isolated environments. They are endangered, mainly by anthropogenic activities (Ubick, 2001; Culver & Sket, 2002; Tierney *et al.*, 2015).

Mexico has over 7 000 caves of various formations and sizes that are habitats for a great diversity of species like troglobions, trogloniles, and trogloniles contributing to biodiversity and endemism in the country, which are among the highest in the world. This is due to the physiographic, climatic, and ecological complexity of the country and a particular placement within the Nearctic and Neotropical biogeographic regions.

Therefore, the ecological conditions of both biogeographic regions overlap, resulting in the Mexican Transition Zone (MTZ), where there is a very high concentration of endemic species and biodiversity. The presence of high diversity and endemism is particularly remarkable in the region of the Pacific Southwest, considered as a Pleistocene refuge (Hoffmann, Palacios-Vargas, & Morales-Malacara 1986; Myers, Mittermeier, Mittermeier, Da Fonseca, & Ken, 2000; Hoffmann, López-Campos, & Vásquez-Rojas, 2004;

Llorente-Bousquets & Ocegueda, 2008; Morrone & Márquez, 2008; Morrone, 2015).

The presence or absence of certain species in ecosystems has proven to be a very effective tool for detecting the level of disturbance, especially because of the anthropogenic activities. Some species are very tolerant of environmental change and human pollution, while others are too sensitive to these changes (Clesceri, Greenberg, & Eaton, 1999; Mafla, 2005; Bustamante, Monsalve, & García, 2008; Tione, Bedano, & Blarasin, 2011; Riley, Gerba, & Elimelech, 2011). Because of this, they have been widely used as bioindicators to determine the disturbance of ecosystems, establish protected areas, define biogeographic regions, and especially to determine water quality. Thus, some of these species are listed as protected species (Hamilton-Smith, 2001; Morrone, 2009; Corona-López, Toledo, & Morrone, 2009; De Walt *et al.*, 2012).

Biological indicators identify at least 100 indices developed over the past ten years, of which about 60% are based on macroinvertebrates. Therefore, the suitable indices are calculated and standardized to assign values to water quality (Malard, Plenet, & Gibert, 1996; Mandaville, 2002; Mathuriau, Mercado, Lyons, & Rivera, 2012).

This report is a contribution to listings of the macroinvertebrate fauna of caves in the Neotropical Region of Mexico, and particularly to the Transition Zone. Also, represents the first study of water quality in a cave in Mexico using biotic indices.

Material and methods

Localization of Boca del Río Cave

The State of Guerrero is located within the biogeographic Neotropical Region, which spans the Caribbean, Central and South America (figure 1, top). The municipality Chilpancingo de Los Bravos is located in the Central region of Guerrero State, and is the seat of the capital of the state that bears the same name Chilpancingo

de Los Bravos (INEGI, 2010). Boca del Río Cave Apetlanca is located in the town of Acahuizotla, in the south of the State capital Chilpancingo de Los Bravos, at coordinates 17° 22' 60" N; 99° 27' 0" W (DMS). This cave has a length of 2576 meters and a depth of 137 meters (figure 1).

Sampling method

Two periods of sampling were conducted in the cave Ahuizotla, from 21 to 25 February and from 11 to 14 November 2011. Three sampling sites were established: Station 1, entrance; Station 2, first steep (drop off) to 150 meters distance from the entrance; Station 3, second steep (drop off) to 320 meters from the entrance (figure 1).

The aquatic arthropods were collected randomly with a metal landing net, the insects were taken with entomological tweezers and brushes (Barbour, Gerritsen, Snyder, & Stribling, 1999). Water temperature was 19 °C with pH ranging between 6 and 6.5 and the maximum depth in the pools was 2.5 m.

Taxonomic characterization

The macroinvertebrates were preserved in 70% alcohol, these are result of except crustacean adults that were fixed in 40% formalin, and the entire collection was transferred to the laboratory, to be identified using morphological keys (Usinger, 1956; Needham, 1981; Borror, Triplehorn, & Johnson, 1989; Westfall & May, 2006; Hanson, Springe, & Alonso, 2010; Miller & Montano, 2014).

The following indices were applied, to quantify the status of the water quality of the studied system.

The coefficient of taxonomic work (CTW)

The index enables the assessment of taxonomic collections indicating the adequate taxonomic level.

Equation (1) determines the value of CTW:

$$CTW = Dt / T \quad (1)$$

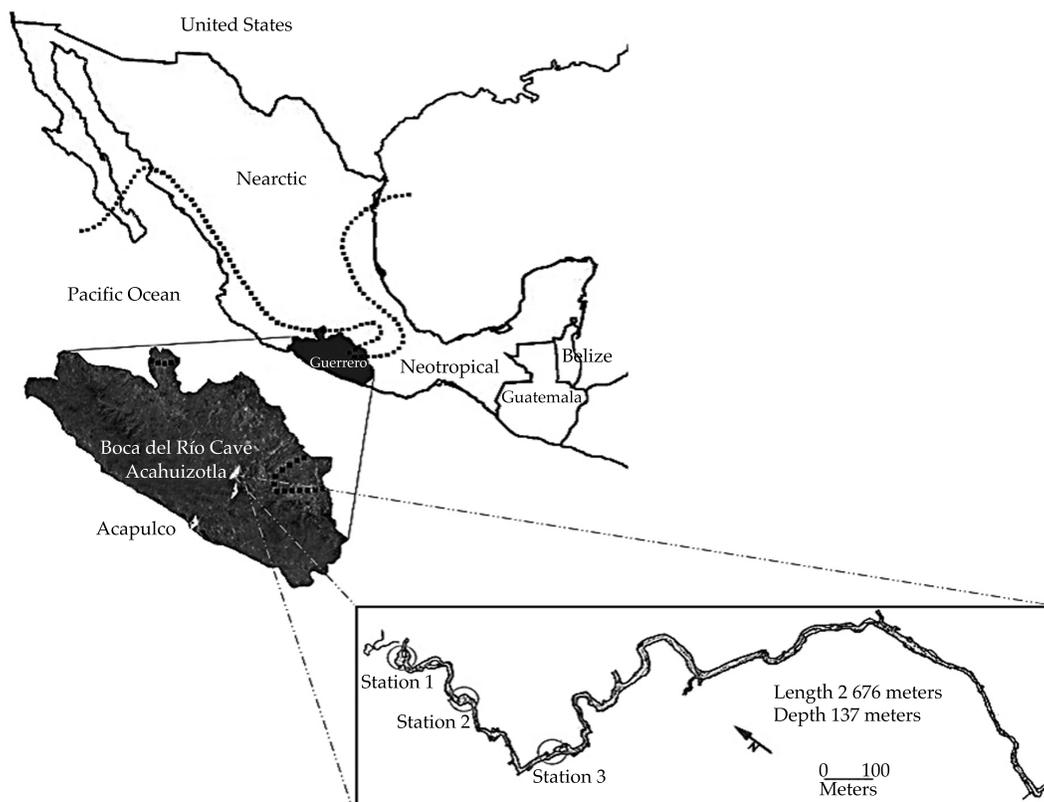


Figure 1. Location of Boca del Río Cave. Top, a map of Mexico, dotted line indicates confluence between biogeographical regions Nearctic and Neotropical. Down, Boca del Río Cave in the State of Guerrero. Below, in rectangle, topographic map of Boca del Río Cave circles represents sampling stations (image modified from Engler, 1982).

Dt = number of characterized families (families with the specific name).

T = a total number of families (any family).

When the CTW value is close to one this indicates appropriate taxonomic knowledge of the taxon, when it is close to zero this denotes inadequate taxonomic knowledge, because most of the collected organisms are only considered morpho-groups (Navarrete-Heredia, 2006; Naranjo-López & Navarrete-Heredia, 2011).

The biological monitoring working party for Colombia (BMWP/Col)

BMWP/Col originally adapted by Armitage, Moss, Wright and Furse (1983), and Alba and Sánchez (1988), and later developed for families

of macroinvertebrates of the Neotropical Region in Colombia by Roldan (1999), Zamora (2007) and Vergara (2009). It is based on the level of tolerance of macroinvertebrates to pollution, using the family level as an appropriate taxon. The absence of macroinvertebrate families that are intolerant to pollution is considered as a strong indicator of environmental biological alteration, accord to the chart of values and colors of level of water quality BMWP/Col (table 1).

The family biotic index for El Salvador (FBI/SV2010)

This is an index adapted from original index FBI developed by Hilsenhoff (1988) for macroinvertebrates of the Neotropical Region of the El Salvador (Sermeño *et al.*, 2010).

This provides an average of tolerance values for all families within the sample and allows water quality rating according to the chart for water quality to El Salvador (FBI/SV2010) (table 1).

Average score per taxon (ASPT/Col) index

This index reflects the quality of the environment for each site using an increase in the gradient of anthropogenic impact on aquatic ecosystems described in fresh waters of the Neotropical Region in Colombia (Arango *et al.*, 2008).

The score total for index ASPT corresponds to the level of water quality in chart of values ASPT/Col (table 1).

Sequential Comparison Index (SCI)

This index is employed for a simple stream quality method, which is relative on estimates of differences in biological diversity by color, size, and shape. This is called the diversity index (ID). The preserved collection of fauna from a sampling station is randomized by gently shaking the collection jar. Thus, the total number

of different pairs identified (“total runs”) is divided by the total number of organisms collected. This calculated number (ID) is multiplied by the number of different taxa (different kinds of organisms) to give the Diversity Index Total (DI_T) or final SCI index (Cairns & Dickson, 1971).

The DI_T value is interpreted in the chart of water quality corresponding to SCI, adapted of the original values of Cairns and Dickson (1971) by Saldaña *et al.* (2001) in streams in the Neotropical Region Mexico.

Clean rivers with high diversity and a balanced density generally have high index values (> 12) whereas polluted water bodies with a poor community structure generally have low index values (< 8). Intermediate values of 8 to 12 are the indication of moderately polluted waters (Saldaña *et al.*, 2001), as shown in table 1.

Results

Organisms collected and taxonomic characterization

A total of 29 aquatic macroinvertebrates were collected and, using taxonomic keys, were as-

Table 1. Cartography of the water quality for the indices, BMWP, ASPT, FBI and SCI.

BMWP/Col (Roldan, 2003)		ASPT/Col (Arango <i>et al.</i> , 2008)		FBI/SV2010 (Sermeño <i>et al.</i> , 2010)			SCI (Saldaña <i>et al.</i> , 2001)	
Index value	Water quality	Index value	Water quality	Index value	Water quality	Organic contamination	Index value	Organic Pollution
≥ 121	I. Dark blue = very good	$> 9-10$	Dark blue = very clean	0.00-3.75	1. Dark blue = excellent	Unlikely	> 12	Good quality
101-120	II. Clear blue = good	$> 8-9$	Clear blue = unpolluted	3.76-4.25	2. Clear blue = very good	Slight likely		
61-100	III- Green = acceptable	$> 6.5-8$	Green slightly = polluted	4.26-5.00	3. Sky blue = good	Some likely	< 8	Contaminated
36-60	IV. Yellow = doubtful	$> 3-4.5$	Yellow = moderately polluted	5.01-5.75	4. Green = fair	Quite substantial is likely		
16-35	V. Orange = critical	$> 4.5-6.5$	Orange = heavily polluted	5.76-6.50	5. Yellow = fairly poor	Substantial is likely		
∞	VI. Red = very critical	1-3	Red = strongly polluted	6.51-7.25	6. Orange = poor	Very Substantial likely	< 8	Contaminated
				7.26-10.00	7. Red = very poor	Very substantial likely		

signed to 11 families, seven genera, and four species.

The highest density and diversity were found at Station 3, with 21 macroinvertebrates belonging to seven different families. Six organisms corresponding to two families, and only two macroinvertebrates of two different families were found at Station 1.

The family *Coenagrionidae* was the largest, with 10 individuals collected (table 2).

The coefficient of taxonomic work CTW

Coefficient of taxonomic work calculated for species shows a value of 0.36, which represents a low fidelity value in the identification of species, with *Argia cuprea* being the most abundant species, with ten specimens.

However, the CTW indicator for the families show a value of 1.0, *Coenagrionidae* was the most being the most abundant family.

Biologically monitoring working party (BMWP)

Based on the chart BMW/Col of assigned values of the level of tolerance of macroinvertebrates to water pollution, each family of macroinvertebrates collected from Boca del Río Cave was assigned a respective value (table 3).

The sum of assigned values for all families collected in the Cave Boca del Río is 81. According to the chart of values of level of water quality BMWP/Col (table 1), the score of 81 corresponds to a level of water quality type III, with quality acceptable, and cartography of green color.

Table 2. Sampling and taxonomic characterization of macroinvertebrates found in Boca del Río Cave, in three sampling sites (station 1, 2 and 3).

Common name	Identified family	Identified genus	Identified species	Organisms collected from sites		Identified life stages
Diving beetles	<i>Dytiscidae</i>	Not identified	Not identified	1	Station 1	1 Aquatic adults
Freshwater crabs	<i>Pseudothelphusidea</i>	<i>Pseudothelphusa</i>	Not identified	1	Station 1	1 Aquatic adults
Spread-winged damselflies	<i>Lestidae</i>	<i>Archilestes</i>	<i>Archilestes grandis</i>	4	Station 2	2 Aquatic naiad 2 Terrestrial adults
Water scavenger beetles	<i>Hydrophilidae</i>	Not identified	Not identified	2	Station 2	2 Aquatic adults
Damselflies	<i>Coenagrionidae</i>	<i>Argia</i>	<i>Argia cuprea</i>	10	Station 3	2 Aquatic naiad 8 Terrestrial adults
Broad-winged Damselflies	<i>Colopterygidae</i>	<i>Heterina</i>	<i>Heterina occisa</i>	2	Station 3	1 Aquatic naiad 1 Terrestrial naiad
Mayflies	<i>Heptageniidae</i>	<i>Stenonema</i>	<i>Stenonematra</i>	1	Station 3	1 Aquatic larva
Dobsonflies	<i>Corydalidae</i>	Not identified	Not identified	1	Station 3	1 Aquatic larva
Creeping water bugs	<i>Naucoridae</i>	<i>Cyphocricos</i>	Not identified	2	Station 3	2 Aquatic nymphs
Broad shouldered Riffle bugs	<i>Veliidae</i>	<i>Ragovelia</i>	Not identified	2	Station 3	2 Aquatic adults
Water striders	<i>Gerridae</i>	Not identified	Not identified	3	Station 3	3 Aquatic adults
Total	11	7	4	29	3	6

Table 3. Assignment chart for index values BMWP/Colombia to aquatic macroinvertebrates

Families of macroinvertebrates collected in Boca del Río Cave	Assigned value BMWP/Col (Roldan, 2003)
<i>Heptageniidae</i>	10
<i>Coenagrionidae</i>	7
<i>Lestidae</i>	8
<i>Calopterygidae</i>	7
<i>Dytiscidae</i>	9
<i>Veliidae</i>	8
<i>Gerridae</i>	8
<i>Pseudothelphusidae</i>	8
<i>Naucoridae</i>	7
<i>Corydalidae</i>	6
<i>Hydrophilidae</i>	3
Total score	81

Sequential Comparison Index (SCI)

Results obtained from the sample of 29 macroinvertebrates identified on Cave Boca del Río are shown in table 4.

According to the SCI scores from the water quality (table 1), the obtained value of 11.81 represents the water quality as moderately contaminated.

Average score per taxon (ASPT)

The index value ASPT is obtained by dividing the total score BMWP (81 points, table 3) by the total density of families (11 families) (table 2).

The ASPT value obtained for the aquifer Boca del Río Cave is 7.36, that corresponds to the chart of water quality, corresponding to water quality type III class, slightly contaminated (table 1).

Family Biotic Index (FBI)

For Boca del Río Cave, this index is estimated for each sampling station, considering the number of families presents in each sampled station, the number of organisms for each family, and the total number of organisms at each station.

This index is calculated by assigning tolerance values of zero to 10 to each family. Values close to zero are assigned to the families with a higher tolerance to contamination, whereas values close to ten are assigned to the families with greater tolerance to pollution (table 5).

In the first place, it multiplies the total number of specimens of each family by its assigned value IBF/SV2010 for each family, and then the total number of individuals collected divides this value. Finally, the values obtained from all families are then added together to

Table 4. Obtained values of SCI index to families collected in Boca del Río Cave.

Total number of specimens	Number of runs	Diversity index (ID)	Number different taxa	Diversity Index Total (ID_T) ISC
29	27	0.074	11	11.81

Table 5. Assignment chart for index values FBI/Salvador to aquatic macroinvertebrates.

Families of macroinvertebrates collected in Boca del Río Cave	Assigned value FBI/SV2010 (Sermeño et al., 2010)
<i>Heptageniidae</i>	3
<i>Coenagrionidae</i>	9
<i>Lestidae</i>	6
<i>Calopterygidae</i>	7
<i>Dytiscidae</i>	7
<i>Veliidae</i>	5
<i>Gerridae</i>	6
<i>Pseudothelphusidae</i>	6
<i>Naucoridae</i>	6
<i>Corydalidae</i>	7
<i>Hydrophilidae</i>	7
Total score	69

obtain the value of the index FBI/SV-2010 (table 6).

The obtained value FBI/SV2010 for Boca del Río Cave were of 7.07, which is interpreted in the chart cartography of the water quality for the indices FBI/SV2010 (table 1), as a decrease in water quality poor with very substantial organic pollution probable.

Discussion and conclusions

Density of identified organisms into de cave systems was low, 29 organisms macroinvertebrates,

due to the restriction of nutrients that are mainly exogenous; however, the eleven families identified has given us a very clear idea of high diversity, of these organisms in this cavernous ecosystem.

Each family of identified macroinvertebrates in Boca del Río Cave has shown to be particularly tolerant to pollution (Hilsenhoff, 1988; Mandaville, 2002). *Coenagrionidae*, *Lestidae*, *Veliidae*, and *Gerridae* are associated with the natural sources of water but have tolerance to water highly polluted (Patrick & Palavage, 1994).

Table 6. Assignment chart for index values FBI/Salvador to aquatic macroinvertebrates.

Familie of macroinvertebrates	Abundance	Score	Abd * Sce	(Abd* Ptj)/total
<i>Heptageniidae</i>	1	3	3	0.10
<i>Coenagrionidae</i>	10	9	90	3.10
<i>Lestidae</i>	4	6	24	0.83
<i>Calopterygidae</i>	2	7	14	0.48
<i>Dytiscidae</i>	1	7	7	0.24
<i>Veliidae</i>	2	5	10	0.34
<i>Gerridae</i>	3	6	18	0.62
<i>Pseudothelphusidae</i>	1	6	6	0.21
<i>Naucoridae</i>	2	6	12	0.41
<i>Corydalidae</i>	1	7	7	0.24
<i>Hydrophilidae</i>	2	7	14	0.48
Total	29	45	1 796	7.07

Dytiscidae, *Hydrophilidae*, *Colopterigidae*, *Naucoridae*, and *Pseudothelphusoidea* are families of macroinvertebrates characterized by a tolerance of water moderately contaminated (Alvarez & Villalobos, 1997).

The families *Heptageniidae* and *Corydalidae* are relatively intolerant to pollution change and are sensitive indicators of organic pollution (Borror *et al.*, 1989; Boonsoong & Braasch, 2013).

Ten of these families of macroinvertebrates have a very wide distribution, in both Neotropical and Nearctic regions (Cumberlidge, Alvarez, & Villalobos, 2014).

The specific value, for index BMW/Col, assigned to each family of macroinvertebrate, determined by the quality of the water in which was found the macroinvertebrates of the neotropical region of Colombia. Values close to 10 are assigned to families of macroinvertebrates intolerant to water pollution, and values close to zero are for the tolerant families to waters with some degree of contamination.

The sum of all BMW values, assigned to all the macroinvertebrates families present in a sampling, represents the final value to infer the water quality from the chart index BMW/Col. The score of 81 corresponds to a level of water quality Type III, with quality acceptable, and cartography of green color.

The CSI index value obtained (11.81) represents the water quality as moderately contaminated, is based on the biological diversity of the families, explains the presence of the great diversity of macroinvertebrates in Boca del Río Cave. This confirms the results obtained by the index of BMW/Col, in which it is proposed that Boca del Río Cave as an environment of refuge for the different families of macroinvertebrates of the Neotropical and Nearctic region but in particular of the Transition Zone.

In the same way, that the indices BMW/Col, SCI, and the values of the index ASPT represent a level of water quality that is slightly pollute. Allowing a high variability of families in this environment.

A higher ASPT value (~10) is indicative of very clean environments that can maintain high

scoring taxa while sites with low ASPT values (~0) do not support several taxa with high scores (Armitage *et al.*, 1983). The ASPT value obtained for the aquifer Boca del Río Cave is 7.36; it represent water quality slightly contaminated.

Unlike the rate described (BMW/Col, SCI y ASPT) that indicates water quality acceptable for Boca del Río Cave, while the index of the FBI/SV2010 the water quality decreases to poor with very substantial pollution probable.

This study represents the first investigation of water quality for a cave in Mexico, especially with macroinvertebrates. There are several studies on caves but the water quality was never considered as an indicator of the health of these ecosystems, mainly due to its hidden nature and inaccessibility.

Although the methods for measuring water quality using macroinvertebrates, originally were designed for surface water ecosystems, in this study we have been able to show an overview of the state of the water quality of Boca del Río Cave, by utilizing the presence of 11 families of macroinvertebrates with different densities of organisms.

The three indices, BMW/Col, ASPT/Col, and SCI, indicated that the water quality is slightly contaminated, which explains the high variety of macroinvertebrates families, from very intolerant (*Heptageniidae* and *Corydalidae*) to those tolerant is water highly contaminated community (*Coenagrionidae*, *Lestidae*, *Veliidae* and *Gerridae*), with predominance of the group *Gerridae* with 19 organisms, representing 65.5% of the sampled in the Cave Boca del Río.

These data indicate that water in Boca del Río Cave has sufficient quality to support macroinvertebrate populations. Additionally, the diversity of families and their respective densities of organisms are relatively high for the cave systems, as these systems are oligotrophic with limited sources of energy by not having primary productivity within the system

The analysis of the water quality to region Rio Balsas, very near Boca del Río Cave, which was made by the National Council of the Water of Mexico (Conagua, for its acronym in Spanish)

using both physicochemical and macroinvertebrate methods, have shown very similar results.

In the majority of the studied sites, water has good quality or has very slight contamination using both methods, physicochemical and microinvertebrates (Conagua, 2010).

The physicochemical analysis of the water quality of the aquifer Papagayo, to which is associated the Boca del Río Cave, resulted in water of good quality, with permissible limits for human consumption (Conagua, 2013).

Water quality determined by the use of physicochemical parameters and with macroinvertebrates provide results consistent and comparable, as well as between groundwater and surface water.

On the other hand, the results of the index FBI/SV2010 showed that the level of contamination is high for all three sites, but mainly for Station 3. At this station, there is the greatest variety of families (63.63%) and the highest density of organisms (72.41%), which is probably explained by the presence of greater organic contamination in the station number 3 (that can withstand these densities of organisms). Therefore, with the depth of the cave, 320 meters at the Station 3, the conditions are changing, but still enough good conditions quality for the presence of families with different tolerances to pollution. The high density of organisms at this station (21 organisms) was the result of the decrease of quality water and the presence of the particularly tolerant families.

Boca del Río Cave represents an important biogeographic enclave, as it is located within the Mexican Transition Zone of the region of endemism of the Sierra Madre del Sur, which is adjacent to the Basin of the Balsas, one of the main centers of greatest diversity in Mexico (Morrone, 2015).

The identification of 11 families of macroinvertebrates from 29 organisms troglobites, collected in three sampling stations within, showed that no family was located in two different stations, apparently each family is very specific to an ecological niche. This may imply

the existence of a complex structure between families, and the existence of a large number of micro-niches, with high potential to generate biodiversity and endemism in this ecosystem. These identified macroinvertebrates identified, with other communities of cave fauna, like bats and invertebrates, microorganisms, etc., interact with soil and walls, all associated with very fragile trophic networks. Therefore, Boca del Río Cave is an important refuge for the maintenance and generation of a variety of species.

Macroinvertebrates are an important tool, not only to monitor the quality of the water, but also for recognizing the state of these ecosystems. So it is important to study the macroinvertebrates of caves as a natural evolutionary group, because due to its high capacity of adaptation to caves, because they show very defined biogeographic patterns.

The proposal of this work is to generate the motivation to continue with the identification of species, and to differentiate the endemic groups, make sampling more extensive and intensive sampling in the entire cave and to identify possible gradients in the presence of families and species, and to associate them with niche-specificity.

It is recommended to carry out additional studies on water quality with other parameters biological and physicochemical should be carried out on this topic, to obtain more precise data. This would allow for the development of an index specific for caves and the biogeographic regions of Mexico.

For all of the above, it is urgent to consider sustainable management of this resource in the Cave Boca del Río. This is important because it is associated to with the major source of water supply for adjacent locations and the aquifer Papagayo and to make a sustainable use of the basin for the conservation of biological diversity. Since there are organisms that have had very complex evolutionary processes, they are highly specialized and have very short tolerance limits to the environmental and anthropogenic disturbances.

References

- Alba, T. J., & Sánchez, O. A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes, basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4, 51-56.
- Alvarez, F. V., & Villalobos, J. L. (1997). *Pseudothelphusa ayutlaensis*, a new species of freshwater crab (Crustacea: Brachyura: Pseudothelphusidae) from Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 110(3), 388-392.
- Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., Monsalve, A., & Asmed, de J. (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA, julio*(9), 121-141.
- Armitage, P. D., Moss D., Wright, J. F., & Furse, T. M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333-347, DOI: 10.1016/0043-1354(83)90188-4.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish* (2nd ed.). Washington, DC: EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Recovered from <http://www.epa.gov/owow/monitoring/techmon.html>.
- Bertelli, S. L., Dos Santos, F. T. C., & Bichuette, M. E. (2013). Aquatic biota of different karst habitats in epigeal and subterranean systems of Central Brazil –visibility versus relevance of taxa. *Subterranean Biology*, 11, 55-74, DOI: 10.3897/subtbiol.11.5981.
- Boonsoong, B., & Braasch, D. (2013). *Heptageniidae* (Insecta, Ephemeroptera) of Thailand. *Zookeys*, 272, 61-93, DOI: 10.3897/zookeys.272.3638.
- Borror, D. J., Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (1989). *An introduction to the study of insects* (6th ed.). Philadelphia: Saunders College Publishing.
- Bustamante, T. C. A., Monsalve, D., E. A., & García, R. P. L. (2008). Análisis de la calidad de agua en la cuenca media del río Quindío con base en índices físicos, químicos y biológicos. *Rev. Invest. Univ. Quindío*, 18, 22-31.
- Cairns, J. J., & Dickson, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Water Pollution Control Federation*, 43(5), 755-772.
- Clesceri, L. G., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (1999). *Standard methods for examination of water and wastewater* 20th. Washington, DC: APHA-AWWA-WEF.
- Conagua (2010). *Estadísticas del agua en la cuenca del río Balsas, 2010*. México, DF: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua (2013). Determinación de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Papagayo (1230), estado de Guerrero. En: *Determinación de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Papagayo (1230), Estado de Guerrero*. México, DF: Semarnat. Recuperado de http://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Aguasubterranea/pdf/DR_1230.pdf.
- Corona-López, A. M., Toledo, V. H., & Morrone, J. (2009). Track analysis of the Mexican species of *Buprestidae* (Coleoptera): Testing the complex nature of the Mexican Transition Zone. *Journal of Biogeography*, 36(9), 1730-1738, DOI: 10.1111/j.1365-2699.2009.02126.x.
- Culver, D. C., & Sket, B. (2002). Biological monitoring in caves. *Acta Carsológica*, 31(1), 55-64.
- Cumberlidge, N., Alvarez, F., & Villalobos, J. L. (2014). Results of the global conservation assessment of the freshwater crabs (*Brachyura*, *Pseudothelphusidae* and *Trichodactylidae*): The Neotropical Region, with an update on diversity. *ZooKeys*, 457, 133-157, DOI: 10.3897/zookeys.457.6598.
- De Walt, R. E., Cao, Y., Tweddale, T., Grubbs, S. A., Hinz, L., Pessino, M., & Robinson, J. L. (2012). Ohio USA stoneflies (Insecta, Plecoptera): Species richness estimation, distribution of functional niche traits, drainage affiliations, and relationships to other states. *ZooKeys*, 178, 1-26, DOI: 10.3897/zookeys.178.2616.
- Engler, S. (1982). The exploration of Boca del Río Apetlanca. In: *AMCS Activities Newsletter*, 12, 43-49. Recovered from http://www.karstportal.org/FileStorage/Assn_Mex_Cave/12.pdf.
- Griebler, C., & Lueders, T. (2009). Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 54(4), 649-677, DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02013.x.
- Hamilton-Smith, E. (2001). Current initiatives in the protection of Karst biodiversity. *Nat. Croat.*, 10(3), 229-242, UDK 591.542:551.553.
- Hanson, P., Springe, M., & Alonso, R. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.*, 58(4), 3-37.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Published by: Society for Freshwater Science. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(1), 65-68, DOI: 10.2307/1467832.
- Hoffmann, A., Palacios-Vargas, J. G., & Morales-Malacara, J. B. (1986). *Manual de biospeleología: con nuevas aportaciones de Morelos y Guerrero*. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hoffmann, A., López-Campos, M. G., & Vásquez-Rojas, I. M. (2004). Los artrópodos de las cavernas de México (pp. 228-245). En: *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento*. Volumen IV. Llorente, B. J., Morrone, J. J., Yañez, O. O., & Vargas, F. I. (eds.). México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- INEGI (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010, Chilpancingo de Los Bravo, Guerrero*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825206673>.

- Jeffery, W. R. (2009). Regressive evolution in *Astyanax* cavefish. *Annu. Rev. Genet.*, 43, 25-47, DOI: 10.1146/annurev-genet-102108-134216.
- Juan, C., Guzik, M. T., Jaume, D., & Cooper, S. J. B. (2010). Evolution in caves: Darwin's 'wrecks of ancient life' in the molecular era. *Molecular Ecology*, 19(18), 3865-3880, DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04759.x.
- Llorente-Bousquets, J., & Ocegueda, S. (2008). 11. Estado del conocimiento de la biota, 283-322. En: *Capital natural de México. Volumen I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de <http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/conocimientoActual.html>.
- Mafla, M. (2005). *Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano. Talamanca, Costa Rica*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Malard, F., Plenet, S., & Gibert, J. (1996). The use of invertebrates in ground water monitoring: A rising research field. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 16(2), 103-113, DOI: 10.1111/j.1745-6592.1996.tb00130.x.
- Mandaville, S., M. (2002). *Benthic macroinvertebrates in freshwaters. Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Chebucto Community Net*. Halifax, Nova Scotia Canada: Oil & Water Conservation Society of Metro Halifax (SWCSMH).
- Mathuriau, C., Mercado, S. N., Lyons, J., & Rivera, M. L. M. (2012). Los peces y macroinvertebrados como bioindicadores para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos en México: estado actual y perspectivas (pp. 352-363). En: *Retos de la investigación del agua en México*. Oswald, Ú. S. (coord.). México, DF: UNAM-CRIM.
- Miller, K. B., & Montano, E. T. (2014). Review of the genus *Fontidessus* Miller & Spangler, 2008 (Coleoptera, Dytiscidae, Hydroporinae, Bidessini) with description of four new species. *ZooKeys*, 426, 65-85, DOI: 10.3897/zookeys.426.7217.
- Morrone, J. J. (2009). *Evolutionary biogeography: An integrative approach with case studies*. New York: Columbia University Press.
- Morrone, J. J. (2015). Halffter's Mexican transition zone (1962-2014), cenocrons and evolutionary. *J. Zoolog. Syst. Evol. Res.*, 53(3), 249-257, DOI: 10.1111/jzs.12098.
- Morrone, J. J., & Márquez, J. (2008). Biodiversity of Mexican terrestrial arthropods (Arachnida and Hexapoda): A biogeographical puzzle. *Acta Zoológica Mexicana*, 24(1), 15-41.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Ken, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Naranjo-López, A. G., & Navarrete-Heredia, J. L. (2011). Coleópteros necrócolos (*Histeridae*, *Silphidae* y *Scarabaeidae*) en dos localidades de Gómez Farías, Jalisco, México. *Revista Colombiana de Entomología*, 37(1), 103-110.
- Navarrete-Heredia, J. L. (2006). Diversidad de los *Staphylinidae* de México: análisis de grupos selectos (*Hydraenidae*, *Agyrtidae*, *Silphidae* y *Staphylinidae*). *Dugesiana*, 13(2), 53-65.
- Needham, J. W. (1981). *A manual of dragonflies of North America (Anisoptera: Including the Greater Antilles and the provinces of the Mexican border)*. Berkeley/Los Angeles: University of California Press.
- Patrick, R., & Palavage, D. M. (1994). The value of species as indicators of water quality. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 145, 55-92.
- Riley, M. R., Gerba, C. P., & Elimelech, M. (2011). Biological approaches for addressing the grand challenge of providing access to clean drinking water. *Journal of Biological Engineering*, 5(2), 1754-1611.
- Roldan, P. G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb.*, 23(88), 375-387.
- Roldan, P. G. A. (2003). *Bioindicadores de la calidad del agua en Colombia: uso del método BMWP/Col*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- Saldaña, F. P., Sandoval, M. J. C., López, L. R., & Salcedo, S. E. (2001). Utilización de un índice de diversidad para determinar la calidad del agua en sistemas loticos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 16(2), 57-66.
- Sermeño, C. J. M., Serrano-Cervantes, L., Springer, M., Paniagua-Cienfuegos, M., Pérez, D., Rivas-Flores, A. W., Menjívar-Rosa, R., Bonilla de Torres, B. L., Carranza-Estrada, F. A., Flores-Tensos, J. M., Gonzáles, C., Gutiérrez-Fonseca, P., Hernández-Martínez, M. A., Monterrosa-Urías, A. J., & Arias de Linares, A. Y. (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). En: *Formulación de una guía metodológica*. San Salvador: Editorial Universitaria UES.
- Taylor, S. J., & Holsinger, J. R. (2011). A new species of the subterranean amphipod crustacean genus. *Stygobromus (Crangonyctidae)* from a cave in Nevada. *Subterranean Biology*, 8, 39-47, DOI: 10.3897/subtbiol.8.1230.
- Tierney, S. M., Cooper, S. J., Saint, K. M., Bertozzi, T., Hyde, J., Humphreys, W. F., & Austin, A. D. (2015). Opsin transcripts of predatory diving beetles: A comparison of surface and subterranean photic niches. *R. Soc. Open Sci.*, 2(1), 140386, DOI: 10.1098/rso.140386.
- Tione, M. L., Bedano, J. C., & Blarasin, M. T. (2011). Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales. *Ecología Austral*, 21(1), 87-100.
- Ubick, D. (2001). *Cavernicolous invertebrates of Cave Gulch, Santa Cruz County, California*. San Francisco: California Academy of Sciences. Recovered from <http://www.parks.ca.gov/pages/734/files/cavebio.pdf>.

- UNEP (2008). Vital water graphics. An overview of the state of the world's fresh and marine waters (2nd. ed.). Nairobi: United Nations Environment Programme. Recovered from <http://www.unep.org/dewa/vitalwater/>.
- Usinger, R. (1956). Aquatic insects of California: With keys to North American genera and California species. Berkeley: University of California Press.
- Vergara, O. D. (2009). *Entomofauna lítica bioindicadora de la calidad del agua*. Tesis magister Scientia. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Villacorta, C., Jaume, D., Oromí, P., & Juan, C. (2008). Under the volcano: Phylogeography and evolution of the cave-dwelling *Palmorchestia hypogaea* (Amphipoda, Crustacea) at La Palma (Canary Islands). *BMC Biology*, 6(7), DOI: 10.1186/1741-7007-6-7.
- Westfall, M. J., & May, M. L. (2006). *Damselflies of North America*. Revised edition. Gainesville, USA: Scientific Publishers.
- Weigand, A. M. (2013) New Zospeum species (*Gastropoda, Ellobioidea, Carychiidae*) from 980 m depth in the Lukina Jama-Trojama Cave system (Velebit Mts., Croatia). *Subterranean Biology*, 11, 45-53, DOI: 10.3897/subtbiol.11.5966.
- Zamora, G. H. (2007). El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 19, 73-81.
- Author's institutional address**
- Biol. Ezel Jacome Galindo-Pérez*
- Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores-Iztacala
Av. de los Barrios 1
54090 Tlalnepantla, Estado de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5623 1202
217280060@alumnos.xoc.uam.mx
- Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco
Departamento del Hombre y su Ambiente
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel. +52 (55) 5483 7190
- Dra. Blanca Estela Chávez-Sandoval*
- Instituto Politécnico Nacional
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Av. Prol. Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Plutarco Elías Calles, Del. Miguel Hidalgo
11340 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5729 6300, ext. 62592
bchavez@ipn.mx
- Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco
Departamento de Energía
Av. San Pablo 180, Col Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco
02200 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5318 9000, ext. 9076
becs@azc.uam.mx
- Biól. Edson Mario Espinoza-Graciano*
- Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores-Iztacala
Av. de los Barrios 1
54090 Tlalnepantla, Estado de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 56231202
fotoexploramexico@gmail.com
- M.C. María del Pilar Villeda-Callejas*
- Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores-Iztacala
Av. de los Barrios 1
54090 Tlalnepantla, Estado de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5623 1202
mapili_villeda@correo.unam.mx
- Biol. María del Carmen Flores-Martínez*
- Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Av. Circuito Exterior s/n
04510 Coyoacán, Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5622 5180
flores_mc@ciencias.unam.mx
- Dr. Javed A. Bhalli*
- Covance Laboratories Inc.
Greenfield IN, 46140, USA
Tel.: +1 (317) 4673 700
javed.bhalli@covance.com
- Dr. Moisés Tejocote-Pérez*
- Universidad Autónoma del Estado de México
Center of Research in Biotic Resources
Toluca-Ixtlahuaca road km 14.5, San Cayetano
50200 Toluca, Estado de México, MÉXICO
Tel.: +52 (722) 2965 554, 2965 556
mtp@uaemex.mx
- Dr. Francisco García-Franco*
- Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco
Departamento del Hombre y su Ambiente
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5483 7190
fgarcia@correo.xoc.uam.mx



Pozo instrumentado con sensor de medición automatizada, acuífero Loreto, Zacatecas, México.

Foto: Gisely Alejandra Sánchez Hernández.

Optimización del monitoreo del nivel del agua subterránea para una frecuencia fija

- Gisely Alejandra Sánchez-Hernández* • Hugo Enrique Júnez-Ferreira •
• Wenceslao Alvarez-Robles •
- Julián González-Trinidad • Carlos Bautista-Capetillo •
Universidad Autónoma de Zacatecas
*Autor para correspondencia
- Graciela del Socorro Herrera-Zamarrón •
Universidad Nacional Autónoma de México

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-02

Resumen

Sánchez-Hernández, G. A., Júnez-Ferreira, H. E., Alvarez-Robles, W., González-Trinidad, J., Bautista-Capetillo, C., & Herrera-Zamarrón, G. S. (septiembre-octubre, 2017). Optimización del monitoreo del nivel del agua subterránea para una frecuencia fija. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 19-38.

El monitoreo permanente del nivel del agua en acuíferos es esencial para un seguimiento adecuado de las variaciones en la dinámica del flujo de agua en la zona saturada del subsuelo. En años recientes se ha buscado instrumentar pozos abandonados con sensores que permitan tomar los niveles del agua de forma automatizada al menos cada día. Es deseable que la elección de los sitios a monitorear sea óptima, permitiendo obtener información representativa del acuífero a través del tiempo a bajo costo. En este trabajo se presenta una metodología basada en geoestadística espacio-temporal para el diseño óptimo de redes de monitoreo automatizadas, empleando como criterio de optimización reducir la varianza del error en la estimación de los niveles del agua subterránea en ciertas posiciones espacio-temporales, dada una frecuencia de monitoreo fija; la metodología se aplica para seleccionar sitios a instrumentar en un acuífero de Zacatecas, México.

Palabras clave: diseño óptimo de redes de monitoreo, geoestadística espacio-temporal, niveles del agua subterránea, sensores de medición automatizada.

Abstract

Sánchez-Hernández, G. A., Júnez-Ferreira, H. E., Alvarez-Robles, W., González-Trinidad, J., Bautista-Capetillo, C., & Herrera-Zamarrón, G. S. (September-October, 2017). Optimal groundwater level monitoring with a fixed frequency. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 19-38.

Water levels in aquifers must be continually monitored in order to adequately register variations in the dynamics of water flow in the subsurface saturated zone. In recent years, sensors have been used in abandoned wells in order to automatically measure water levels, at least one time per day. The selection of monitoring sites should be optimal in order to obtain representative information of an aquifer over time and at a low cost. This paper presents a methodology that uses space-time geostatistics to optimize the design of automated monitoring networks. The optimization criterion was the reduction in the estimation error variance of the groundwater levels at particular space-time positions and with a fixed monitoring frequency. The methodology was applied to the selection of sites to be instrumented in an aquifer in Zacatecas, Mexico.

Keywords: Optimal design of monitoring networks, space-time geostatistics, groundwater levels, automated measurement sensors.

Recibido: 30/11/2015
Aceptado: 24/05/2017

Introducción

Las condiciones fisiográficas, la distribución de la población y el desarrollo de las actividades económicas generan regiones contrastantes en cuanto a disponibilidad de recursos hídricos. En

México, los climas áridos y semiáridos cubren más de la mitad del territorio. En estas zonas, el agua subterránea representa un recurso indispensable para satisfacer la demanda de agua. Sin embargo, la rápida expansión urbana e industrial, y las necesidades de agua para la agricultura

han propiciado un incremento considerable en la explotación de este elemento, situación que pone en peligro el desarrollo sostenible de los acuíferos (Navarro, Garfias, & Mahlknecht, 2005).

El monitoreo permanente de los niveles del agua subterránea es esencial para un seguimiento adecuado de las variaciones en la dinámica del flujo de agua en la zona saturada del subsuelo. En muchos acuíferos de México se tienen establecidas redes de monitoreo con un largo historial de información donde se realizan mediciones manuales con sonda una o dos veces al año. Aunque la información generada es importante, se reconoce que esta frecuencia de monitoreo es limitada para entender a mayor detalle los procesos que rigen el funcionamiento del agua subterránea. Los sensores de medición automática ofrecen un método de medición alternativo que evita muchos de los problemas asociados con las mediciones manuales, como el costo de los recorridos frecuentes que deben realizarse para la toma de datos y la falta de precisión al usar sonda para medir el nivel del agua en pozos. Los sensores suministran los datos necesarios tanto para resolver problemas inmediatos como para la planificación a largo plazo (Keeland, Dowd, & Hardegree, 1997). Las primeras aplicaciones de sensores de medición en los estudios de aguas subterráneas se remontan a más de 40 años, pero la amplia disponibilidad de instrumentos comerciales ha llevado a un aumento en su uso en la última década debido a que permiten la medición rentable del nivel del agua con una alta resolución temporal (Post & Von Asmuth, 2013). En años recientes se ha buscado complementar las redes existentes con pozos instrumentados con sensores que permitan tomar los niveles del agua de forma automatizada con una frecuencia diaria.

Es deseable que la elección de los sitios a monitorear sea óptima, permitiendo obtener información representativa del acuífero a través del tiempo a bajo costo (Dhar & Datta, 2009; Dhar & Patil, 2012). Esto se logra mediante el monitoreo de un menor número de pozos o a través del monitoreo de la misma serie de pozos

menos veces o por una combinación de estas dos estrategias (Herrera & Pinder, 2005). Una densidad muy alta de medición aumentará el tiempo y el costo y, por otro lado, una densidad muy baja puede resultar en la pérdida de información vital (Faisal, Shakeel, Benoit, & Jean, 2007).

Herrera (1998); Nunes, Cunha y Ribeiro (2004); Kumar, Sondhi y Phogat (2005); Faisal, Shakeel, Benoit y Jean (2007); Triki, Zairi y Dhia (2013), y Júnez-Ferreira y Herrera (2013), entre otros, han desarrollado métodos para el diseño óptimo de redes de monitoreo, en los que se busca obtener un nivel aceptable de información a través de éstas, evitando monitorear en sitios que aporten información redundante; esto, mediante el uso de una función objetivo y algún método de optimización. La naturaleza del fenómeno estudiado, así como el número de posibles diseños que pueden ser seleccionados, exigen la implementación de métodos de optimización que encuentren la red más apropiada para minimizar el error en la estimación de la(s) variable(s) de interés a monitorear. Considerando que el nivel del agua subterránea es una variable que depende no sólo del espacio sino también del tiempo es necesario el diseño de redes de monitoreo espacio-temporales (Júnez-Ferreira & Herrera, 2013).

El objetivo principal de este trabajo es proponer una metodología geoestadística para el diseño óptimo de redes de monitoreo automatizado de los niveles del agua subterránea que considere su correlación espacio-temporal. Los objetivos específicos son los siguientes: a) adaptar una metodología geoestadística espacio-temporal existente para el diseño óptimo de redes de monitoreo automatizado de los niveles del agua en un acuífero; b) probar la metodología en el acuífero Loreto del estado de Zacatecas, México.

Revisión del estado del arte para el diseño de redes de monitoreo

El diseño de redes de monitoreo ha considerado el marco hidrológico, estadístico y de

modelación matemática. En el primero, la red y su programa de muestreo se definen tomando las condiciones hidrológicas del sitio; en el segundo, la red de monitoreo se define con base en inferencias estadísticas obtenidas de los datos; mientras que en el tercero se utilizan modelos numéricos de flujo del agua subterránea para determinar los sitios y frecuencias de monitoreo (Herrera & Pinder, 2005).

Marco hidrológico

Para realizar trabajos mediante este enfoque se necesita información hidrogeológica, cualitativa y cuantitativa, determinada con base en cálculos y el juicio de un hidrogeólogo. Por lo general se utiliza en programas de monitoreo del agua subterránea a largo plazo, sobre todo en la detección y cumplimiento de monitoreo de la calidad del agua subterránea y en aquellos encaminados a verificar que la calidad del agua cumpla con los reglamentos vigentes (Júnez-Ferreira, 2005). La ventaja de este enfoque es que se considera totalmente la información física de los sistemas hidrogeológicos y no se pueden despreciar los sitios clave de monitoreo. Sin embargo, la desventaja es que no existe algún criterio cuantitativo para determinar cuántos pozos se requieren (Triki, Zairi, & Dhia, 2013).

Marco estadístico

Dentro del enfoque estadístico se han realizado trabajos que consideran la correlación entre los datos para la selección de las posiciones óptimas de monitoreo en la búsqueda de objetivos específicos. Por ejemplo, Prakash y Singh (1998) utilizaron kriging para la selección de sitios óptimos, adicionales a los de la red existente, para el monitoreo del nivel del agua subterránea. En el análisis utilizaron los datos del nivel del agua de 32 pozos de observación, removieron la tendencia al semivariograma muestral calculado y ajustaron un modelo al semivariograma de los residuos obtenidos. Para la determinación de los errores utilizaron un procedimiento de validación cruzada, calcularon la varianza del error

en la estimación y con base en la distribución espacial identificaron zonas potenciales para la selección de los sitios prioritarios en función de la ubicación de los valores máximos de varianza, los cuales se localizaron en las fronteras del acuífero.

Con el objetivo de optimizar recursos para el monitoreo a largo plazo, Cameron y Hunter (2000) propusieron una metodología para redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea, con la finalidad de reducir la redundancia espacial y temporal a través de un algoritmo de optimización espacial y uno temporal. Para el análisis se utilizaron datos de dos plumas contaminantes del agua subterránea. En el algoritmo espacial se obtiene la estimación de la pluma contaminante a partir de la aplicación de kriging. El algoritmo temporal combina series de tiempo de datos de varios pozos para construir un semivariograma temporal, el cual se usa para definir frecuencias de muestreo que proporcionen datos temporales sin correlación. La redundancia temporal refleja una excesiva frecuencia en el monitoreo, mientras que la redundancia espacial indica una innecesaria densidad del número de pozos muestreados, de tal forma que los pozos que proporcionan información redundante podrían ser eliminados sin afectar la calidad de la información.

Nunes, Cunha y Ribeiro (2004) propusieron la optimización de redes de monitoreo del agua subterránea, considerando una reducción en la redundancia espacial y/o temporal, y proponen tres modelos de optimización para seleccionar el mejor subconjunto de sitios de una red de monitoreo del agua subterránea. El primero maximiza la certidumbre espacial, el segundo minimiza la redundancia temporal, y el tercero es un modelo que maximiza la certidumbre espacial y minimiza la redundancia temporal.

Faisal, Shakeel, Benoit y Jean (2007), a través de la validación cruzada, optimizaron una red piezométrica enfocada a la estimación de un balance de aguas subterráneas, y realizaron análisis geoestadísticos con los datos de nivel de agua para determinar la prioridad y/o redundancia de cada punto de medida, utilizando

el método de validación cruzada. Se obtuvo una red de monitoreo óptima, la cual se usó para recalcular los componentes del balance hídrico.

Nejadkoorki, Nicholson y Hadad (2011) propusieron una metodología que consiste en la selección de las posiciones donde se obtiene la máxima varianza de la estimación de contaminantes medidos mientras es minimizada la autocorrelación espacio-temporal entre los sitios seleccionados. El método de estimación no incluye el espacio-tiempo de forma conjunta y no se determina la frecuencia de muestreo, sólo se indican las posiciones que deben ser monitoreadas.

Triki, Zairi y Dhia (2013) utilizaron geoestadística para la optimización de una red de monitoreo de la carga hidráulica en un acuífero al sureste de Túnez. El enfoque geoestadístico empleado en este trabajo se basa en el análisis de la varianza de kriging universal para la optimización de la red de monitoreo actual, combinado con la prueba de validación cruzada para identificar los pozos a ser excluidos de la red de monitoreo debido a su menor aportación en interpretaciones del nivel freático por la invariabilidad en la varianza de la estimación. Por último, añadieron pozos en zonas con alta varianza, con el fin de mejorar la cobertura espacial de la red de monitoreo.

Por otro lado, se han realizado trabajos buscando definir las frecuencias óptimas de monitoreo. Al respecto, Reza, Abrishamchi y Tajrishy (2011) desarrollaron una metodología basada en la teoría de la transinformación para la optimización de redes de monitoreo de calidad de agua subterránea en la que se determina la frecuencia de muestreo en cada sitio seleccionado. Recomiendan que las frecuencias de muestreo consideren factores como la magnitud de la concentración del contaminante, dirección del cambio, correlación con pozos vecinos, e incertidumbre de la tendencia de concentración derivada de datos históricos representativos.

Júnez-Ferreira y Herrera (2013) modifican el método propuesto por Herrera (1998) para el diseño óptimo de redes de monitoreo de la carga hidráulica empleando geoestadística

espacio-temporal; en esta metodología se seleccionan posiciones y frecuencias en que debe ser monitoreada la variable de interés usando un semivariograma espacio-tiempo obtenido a partir de un análisis geoestadístico y la aplicación del filtro de Kalman. El método de optimización es de inclusiones sucesivas y la evaluación espacio-temporal de las posibles posiciones de monitoreo es implementada en tiempo real. La diferencia de la mayoría de los trabajos basados en geoestadística para el diseño de redes de monitoreo radica en que esta metodología emplea una estimación espacio-temporal.

En el presente trabajo se modifica el método propuesto por Júnez-Ferreira y Herrera (2013) para evaluar sitios disponibles para ser instrumentados con sensores de medición automatizada de los niveles del agua subterránea; para lograrlo, dentro de la optimización se considera una frecuencia de monitoreo fija en los sitios evaluados. La metodología se prueba diseñando la red de monitoreo automatizada para el acuífero Loreto en Zacatecas, México.

Marco de modelación

Loaiciga (1989) fue el primer autor que propuso un método para el diseño espacio-temporal de redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea, y analizó en conjunto la redundancia espacial y temporal de una red de monitoreo. Utilizó el método de kriging generalizado para incluir el dominio en espacio y tiempo, y de esa forma evaluar cómo una muestra tomada de un pozo en un tiempo dado reduce la incertidumbre de todas las posiciones y tiempos en los que se obtendrían estimaciones.

Dentro del marco de modelación resulta relevante mencionar el trabajo presentado por Herrera (1998), que propuso un método para el diseño espacio-temporal de redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea, combinando un filtro de Kalman, un modelo numérico de flujo y transporte estocástico, y un método de optimización de inclusiones sucesivas. Esta metodología permite seleccionar las posiciones y tiempos de monitoreo en forma óptima. El objetivo de la red fue minimizar la varianza total

del error en la estimación en todas las posiciones y tiempos por una malla que cubre el área de estudio.

Wu (2003) aplicó el filtro de Kalman para el diseño de una red de monitoreo de aguas subterráneas; consideró la desviación estándar del error en la estimación obtenida a partir de un algoritmo de simulación que acopla el filtro de Kalman y el método de los elementos finitos. Se incluyeron pozos adicionales a los seleccionados inicialmente para el monitoreo, considerando la distribución espacial de la desviación estándar del error en la estimación y seleccionando zonas donde la desviación estándar alcanza valores máximos.

Zhang, Pinder y Herrera (2005) diseñaron una red óptima de monitoreo de la calidad del agua subterránea, combinando un filtro de Kalman y un algoritmo genético, a fin de reducir al máximo el coeficiente de variación en posiciones y tiempos establecidos. Utilizaron un método de generación de campo aleatorio, una técnica de optimización, y un simulador de flujo y transporte de las aguas subterráneas.

Briseño-Ruiz, Herrera y Júnez-Ferreira (2011) modificaron la metodología propuesta por Herrera (1998) para optimizar redes de monitoreo de los niveles del agua subterránea en el que seleccionan las posiciones de los pozos y tiempos que minimicen la incertidumbre de la carga hidráulica, empleando un modelo numérico de flujo estocástico. La metodología se dividió en dos pasos: el primero, la estimación de la carga hidráulica y la incertidumbre del error de esta estimación cuando se tienen datos de la carga hidráulica en diferentes pozos y tiempos de monitoreo; el segundo, un método que selecciona las posiciones de los pozos y tiempos de monitoreo que minimicen la predicción de la incertidumbre de la carga hidráulica obtenida del paso uno, con los cuales se definen la red de monitoreo y su programa de muestreo.

Materiales y métodos

Se modificó la metodología propuesta por Júnez-Ferreira y Herrera (2013), empleando como criterio de optimización reducir la

varianza del error de estimación en ciertas posiciones espacio-temporales; la modificación consiste en evaluar la función objetivo en cada posición disponible para el monitoreo dada una frecuencia fija. De esta forma, durante la optimización se considera la correlación entre los datos generados por un sensor de medición automática de los niveles del agua subterránea.

Análisis geoestadístico espacio-temporal

Con el propósito de determinar la estructura de correlación espacio-temporal de los niveles del agua subterránea se realizó un análisis geostatístico.

Análisis exploratorio

Este análisis se efectúa con el objetivo de caracterizar la muestra, tratando de obtener la mayor información posible a partir de los datos disponibles. Es una exploración preliminar que se lleva a cabo para identificar datos atípicos en la base de datos de la variable analizada; esto es, si las observaciones o datos obtenidos son muy diferentes unos con otros, y se verifica que la distribución es normal o al menos simétrica, que no presente tendencia y la distribución sea homogénea (Díaz, 2002; Webster & Oliver, 2007).

Análisis estructural

En este análisis se estima el semivariograma muestral espacio-temporal de los niveles del agua subterránea. Se obtiene un modelo geostatístico para la función aleatoria que se estudia (Díaz, 2002).

Semivariograma muestral

El semivariograma es la herramienta central de la geoestadística. En geoestadística clásica, la covarianza y el variograma son funciones que describen la estructura espacial de la propiedad que está siendo estudiada. En la conceptualización espacio-temporal, esta definición se extiende para considerar también la correlación temporal. El semivariograma muestral para los

incrementos $\Delta x = (\Delta x, \Delta y)$ y Δt se basa en la siguiente expresión:

$$\gamma_{st}(\Delta x, \Delta t) = \frac{1}{2N(\Delta x, \Delta t)} \sum_{i=1}^T \sum_{k=1}^{N(x)} [Z(x_k + \Delta x, t_i + \Delta t)] - Z(x_k, t_i)^2 \quad (1)$$

Donde $N(\Delta x, \Delta t)$ es el número de pares $Z(x_k, t_i)$, $Z(x_k + \Delta x, t_i + \Delta t)$ separados por los incrementos Δx y Δt (Mendoza-Cáceres & Herrera, 2010).

Una vez que se cuenta con el semivariograma muestral se elige el semivariograma teórico, el cual debe reflejar la dependencia espacio-temporal que muestra el fenómeno.

Tendencia

El valor esperado de una función aleatoria puede ser constante o depender de las coordenadas de la posición. Para que una función aleatoria sea estacionaria de segundo orden o satisfaga la hipótesis intrínseca, no debe existir tendencia (Júnez-Ferreira & Herrera, 2013). Cuando el valor esperado de los datos depende de la posición espacial, el tiempo o de ambos, la función aleatoria no satisface las hipótesis de estacionariedad de segundo orden ni la intrínseca. En este caso es posible trabajar con una nueva variable llamada residuo. A continuación se menciona cómo proceder en este caso.

Una función aleatoria espacio-temporal $Z(x, t)$ puede escribirse como:

$$Z(x, t) = m(x, t) + R(x, t) \quad (2)$$

Donde $m(x, t)$ es una función determinista (conocida como tendencia) de coordenadas (x, t) y $R(x, t)$ (conocida como residuo) es una función aleatoria espacio-temporal estacionaria de media cero que modela la fluctuación espacio-temporal alrededor de $m(x, t)$. De esta manera se obtienen los datos estacionarios de media cero (residuos), los cuales son usados para calcular el semivariograma espacio-temporal (Júnez-Ferreira & Herrera, 2013).

Modelo producto-suma

El producto-suma es un modelo geoestadístico muy general de covarianza espacio-temporal y se expresa de la siguiente manera:

$$C_{st}(h_s, h_t) = k_1 C_s(h_s) C_t(h_t) + k_2 C_s(h_s) k_3 C_s(h_t) \quad (3)$$

Para semivariogramas espacio-temporales:

$$\gamma_{st}(h_s, h_t) = k_2 + k_1 C_t(0) \gamma_s(h_s) + [k_3 + k_1 C_s(0)] \gamma_t(h_t) - k_1 \gamma_s(h_s) \gamma_t(h_t) \quad (4)$$

Donde C_s y C_t son las funciones de covarianza espacial y temporal, respectivamente; γ_s y γ_t son sus correspondientes funciones de semivariograma; $C_{st}(0, 0)$ es la varianza de γ_{st} ; $C_s(0)$ es la varianza de γ_s , y $C_t(0)$ es la varianza de γ_t . Por definición, $\gamma_{st}(0, 0) = \gamma_s(0) = \gamma_t(0) = 0$.

La siguiente condición está implícita en la transformación covarianza-semivariograma:

$$k_1 C_s(0) C_t(0) + k_2 C_s(0) + k_3 C_t(0) = C_{st}(0, 0) \quad (5)$$

Derivado de la ecuación (3), se deben cumplir las siguientes condiciones para obtener una covarianza positiva definida: $k_1 > 0$, $k_2 \geq 0$ y $k_3 \geq 0$ (De Cesare, Myers, & Posa, 2001; De Iaco, Myers, & Posa, 2001).

Validación cruzada

El procedimiento de la validación cruzada utiliza el método denominado *leave one out*, el cual consiste en sacar un punto de la muestra y estimar con kriging el valor en ese punto utilizando el modelo de variograma obtenido. Por medio de la validación cruzada se midieron los errores entre los valores estimados y los medidos.

Derivación de la matriz de covarianza espacio-temporal

Una vez seleccionado el modelo de semivariograma espacio-temporal, los elementos de la matriz de covarianza $C_{st}(h_s, h_t)$ a priori requerida por el método se calculan usando:

$$C_{st}(h_s, h_t) = C_{st}(0, 0) - \gamma_{st}(h_s, h_t) \quad (6)$$

Este modelo permite estimar valores en ubicaciones en las que no se tienen datos, así como la predicción en tiempos futuros, por lo que resulta de gran utilidad para datos de agua subterránea (De Iaco, Myers, & Posa, 2003).

Filtro de Kalman estático

El filtro de Kalman es un conjunto de ecuaciones matemáticas que provee una estimación lineal insesgada de varianza mínima para el estado de un sistema, utilizando datos con ruido (Jazwinski, 1970). La ecuación lineal que relaciona el vector estado de la variable c en las posiciones y tiempos de interés, con datos medidos en z es:

$$z_j = H_j c + v_j \quad (7)$$

Donde z_j , $j = 1, 2, \dots$ es una secuencia de mediciones del nivel del agua; H_j es la matriz de muestreo de $1 \times N$, que es distinta de cero sólo en las posiciones de espacio-tiempo correspondientes a la entrada de c , donde se toma la muestra j -ésima y N es la dimensión del vector c ; $c = \{c_{ip}\}$ es el vector espacio-tiempo con los valores de los niveles del agua subterránea en las posiciones y tiempos de interés. Los vectores $\{v_j, j = 1, 2, \dots\}$ son los errores de medición (Júnez-Ferreira & Herrera, 2013). La matriz de covarianza del error de estimación es:

$$P^n = \left\{ E \left(c - \hat{c}^n \right) \left(c - \hat{c}^n \right)^T \right\} \quad (8)$$

Donde $\hat{c}^n = E\{c/z_1, z_2, \dots, z_n\}$ es el valor esperado de c , dadas las mediciones z_1, z_2, \dots, z_n . El superíndice identifica el número n de vectores de medición usados para obtener una estimación.

Para implementar el filtro, se requiere proponer una estimación a priori de c (llamada \hat{c}^0) y de su matriz de covarianza espacio-temporal. De estas estimaciones a priori, la estimación lineal de varianza mínima para c puede obtenerse secuencialmente mediante las siguientes fórmulas:

$$\hat{c}^{n+1} = \hat{c}^n + K_{n+1} \left(z_{n+1} - H_{n+1} \hat{c}^n \right) \quad (9)$$

$$P^{n+1} = P^n - K_{n+1} \left(H_{n+1} P^n \right) \quad (10)$$

$$K_{n+1} = P^n H_{n+1}^T \left(H_{n+1} P^n H_{n+1}^T + r_{n+1} \right)^{-1} \quad (11)$$

La matriz de covarianza del error de estimación a priori (P^0) se obtiene de un análisis geoestadístico mediante el ajuste de un modelo de semivariograma espacio-temporal al semivariograma muestral de c . Una vez seleccionado el modelo, los elementos de la matriz de covarianza se calculan con la ecuación (6). Para la elección de los puntos y tiempos de monitoreo se utiliza un método de optimización en el que se minimiza la varianza del error de estimación; esta función es la suma de la varianza del error en la estimación sobre todas las posiciones y tiempos, a la que llamamos la varianza total del error de estimación y se calcula:

$$\sigma_T^2 = \sum_{j=1}^{Nep} \sum_{q=1}^{Net} \sigma_{j,q}^2 \quad (12)$$

Donde $\sigma_{j,q}^2$ es la varianza del error de estimación $e(x_j^E, t_q^E) = h(x_j^E, t_q^E) - \hat{h}(x_j^E, t_q^E)$ en la j -ésima posición de estimación y el q -ésimo tiempo de estimación; $\sigma_{j,q}^2$ se obtienen del filtro de Kalman después de tomar n muestras, y son los elementos de la diagonal de la matriz de covarianza P^n . Al usar esta función objetivo y agregar una posición de monitoreo, contribuye a la reducción de la varianza del error de la estimación en los tiempos considerados.

Selección de las posiciones óptimas de monitoreo

En la formulación de Júnez-Ferreira & Herrera (2013), el método evalúa las posiciones espacio-temporales empleando las ecuaciones del filtro de Kalman estático. En la aplicación del filtro de Kalman se estima c en una malla conformada por la unión de dos conjuntos de nodos definidos en el método de optimización; el primer

conjunto está integrado por las posibles posiciones de monitoreo:

$$M = \left\{ (x_i, t_p), i = 1, \dots, Npm; p = 1, 2, \dots, Ntm \right\} \quad (13)$$

Donde M es el conjunto de posibles posiciones de monitoreo espacio-temporales, Npm es el número de posiciones de monitoreo y Ntm es el número de tiempos de monitoreo, el segundo por los puntos de estimación:

$$E = \left\{ (x_j^E, t_q^E), j = 1, \dots, Npe; p = 1, 2, \dots, Nte \right\} \quad (14)$$

Donde E es el conjunto de puntos espacio-temporales de estimación; Npe , el número de posiciones de estimación, y Nte es el número de tiempos de estimación. A través del filtro de Kalman se asigna un orden de prioridad a cada uno de los elementos de M , en función de la forma en que minimizan la varianza del error en la estimación en los puntos de estimación espacio-temporales.

En la metodología presentada en este trabajo se evalúa cada posición de monitoreo (x_i), considerando que será monitoreada para todos los tiempos $p = 1, 2, \dots, Ntm$, pues se pretende instalar sensores que recolectarán de manera automática la información para todos los tiempos. Esto es, para evaluar un pozo ubicado en la posición x_i , la matriz de covarianza será actualizada por el filtro de Kalman, empleando las posiciones espacio-temporales $\{(x_i, t_p), p = 1, \dots, Ntm\}$.

Para seleccionar las posiciones de monitoreo se utiliza un algoritmo iterativo que escoge una posición en el espacio a la vez. Cada posición que se selecciona minimiza la varianza total de la estimación, dadas las decisiones anteriores. Esto es, si las posiciones x_1, x_2, \dots, x_n se han seleccionado, la posición x_{n+1} se elige de la siguiente manera: usando el filtro de Kalman, calcula la varianza de la estimación en tiempo real que se obtendrá al agregar cada una de las posibles posiciones de monitoreo para la frecuencia fijada en los sensores; después escoge la posición que proporciona la varianza total mínima, y actualiza la matriz de covarianza en tiempo real, *i.e.*, la matriz es actualizada sólo para los tiempos

presentes y futuros con respecto a la posición espacio-temporal monitoreada por el sensor.

Determinación del número de posiciones de monitoreo

Para definir el número de posiciones de la red se propone usar el valor $\sqrt{\frac{\text{Varianza total}}{N}}$, donde $N = N_{pe} * N_{te}$ es el número de posiciones de estimación espacio-temporales.

Puede demostrarse que:

$$\sqrt{\frac{\sum_{j=1}^{Npe} \sum_{q=1}^{Nte} \sigma_{jq}^2}{N}} \geq \frac{1}{N} \sum_{j=1}^{Npe} \sum_{q=1}^{Nte} \sigma_{jq}, \text{ para } N \geq 1 \text{ y}$$

$$\sum_{j=1}^{Npe} \sum_{q=1}^{Nte} \sigma_{jq} \geq 0.$$

El criterio consiste en seleccionar las posiciones de monitoreo espacio-temporales donde se alcanza un 90% del valor de la máxima reducción posible (MRP):

$$MRP = \text{Máx} \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^{Npe} \sum_{q=1}^{Nte} \sigma_{jq}^2}{N}} - \text{Mín} \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^{Npe} \sum_{q=1}^{Nte} \sigma_{jq}^2}{N}} \quad (15)$$

Descripción de la zona de estudio

El acuífero Loreto se localiza en la porción sureste del estado de Zacatecas, entre las coordenadas 102° 51'-102° 08' longitud oeste y 22° 12'-22° 37' latitud norte; comprende una superficie aproximada de 743 km². Limita al sur con el acuífero Valle de Chicalote del estado de Aguascalientes y al sureste con el acuífero Villa García; al noroeste, con el acuífero La Blanca; al oeste, con el de Ojocaliente, y al este con el acuífero Villa Hidalgo; estos últimos del estado de Zacatecas (figura 1).

Debido a la naturaleza y condiciones climáticas de la zona, las aguas subterráneas representan la única fuente segura de suministro para los sectores productivos, incluyendo el abastecimiento de agua potable.

El clima en la zona corresponde a semiseco, con una precipitación media anual de 415.4 mm, la cual ocurre principalmente en verano; la temperatura media anual registrada es de 16.6

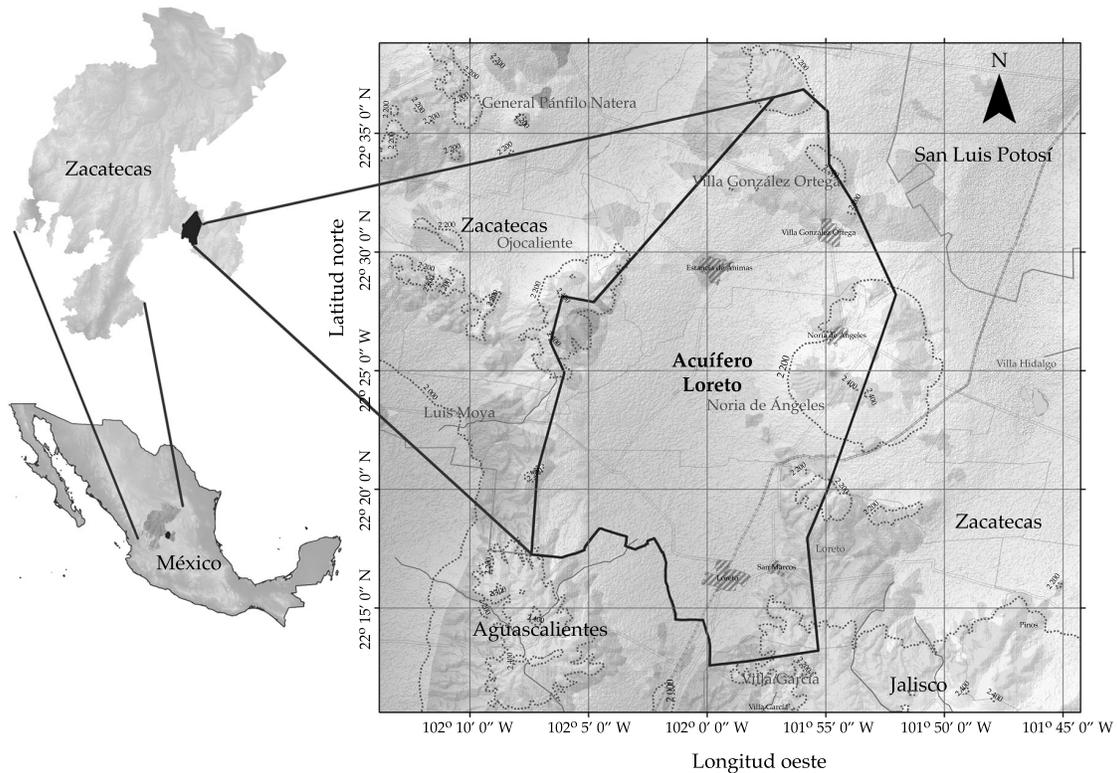


Figura 1. Localización del área de estudio.

°C y la evaporación potencial es de 2 019 mm por año.

Forma parte de la provincia fisiográfica de la Mesa Central, la cual se ubica entre dos grandes sierras de México, la Oriental y la Occidental; asimismo, queda dentro de la Subprovincia Llanos de Ojuelos-Aguascalientes.

Los arroyos existentes son de carácter torrencial, sólo tienen escurrimientos durante la época de lluvias y descargan en pequeñas lagunas, presas y bordos dispersados en toda el área.

De acuerdo con la información geológica, las rocas que afloran en la zona tienen una edad que va del Triásico Superior hasta depósitos del periodo reciente. Las más antiguas pertenecen a una secuencia volcanosedimentaria constituida por tobas andesíticas, cuarcitas y arcillas, afectadas por metamorfismo de bajo grado y parecen ser correlacionables con la formación Zacatecas del Triásico Superior marino. Sobreyaciendo a

éstas se encuentra una secuencia marina de tipo flysch.

El acuífero está alojado en una depresión donde se depositan arcillas, arenas y fragmentos líticos de origen volcánico; la erosión provocó el depósito de conglomerados poco consolidados. En la parte superior está formado por sedimentos aluviales, cuyo espesor se va incrementando de los bordes a la porción central de la zona. En conjunto, estas unidades forman un acuífero con régimen libre y espesores que varían de 150 m en los bordes a 530 m en la parte central.

El modelo conceptual de flujo establece que la recarga principal proviene de la precipitación pluvial que se infiltra sobre las unidades permeables constituidas por aluviones, pie de monte, gravas, arenas, riolitas y calizas fracturadas. El agua infiltrada drena hacia la parte central de la zona.

En menor proporción, otro volumen proviene de los retornos de riego por bombeo, además de la recarga vertical, producto del agua precipitada que escurre y se infiltra en las partes topográficamente bajas de los valles. La descarga se realiza de manera artificial por bombeo y de manera natural un volumen pequeño por flujo horizontal, que está siendo drenado hacia el Valle de Chicalote, en el estado de Aguascalientes. La dirección preferencial de flujo subterráneo es de norte a sur, recibiendo aportaciones laterales de las zonas topográficamente altas que limitan al valle.

En el acuífero existe información piezométrica para el periodo 1980-2015. Se cuenta con una red piezométrica de monitoreo manual compuesta por 29 pozos piloto, que incluye información en temporada de estiaje y de lluvias; sin embargo, tan sólo 15 pozos distribuidos en el acuífero muestran registro continuo; en la mayoría de los casos sucede que los pozos utilizados sólo cuentan con algunos años de registros (Conagua, 2009).

Resultados y discusiones

Análisis geoestadístico espacio-temporal

Análisis exploratorio

Se realizó el análisis exploratorio tanto espacial como temporal de los valores de los niveles del agua subterránea, y se evaluaron sus medidas estadísticas de tendencia central y dispersión, para determinar la distribución de los datos y evaluar la presencia de valores atípicos. En el análisis se observó la presencia de 662 valores atípicos en el periodo comprendido entre 1980 y 2015; estos datos no fueron usados en los análisis subsecuentes. Se calcularon los estadígrafos de la variable analizada (nivel del agua) y se apreció un comportamiento no simétrico, lo que implica desviaciones de la muestra con respecto a la distribución normal (cuadro 1). Con base en los resultados de la curtosis y el coeficiente de simetría existen sesgos importantes en cuanto a

la distribución normal, lo cual tiene un efecto de incremento en el error al momento de estimar la variable; sin embargo, esto no representa una restricción para el ajuste de un semivariograma espacio-temporal.

Análisis estructural

Este análisis consistió en determinar la estructura de los datos espacio-temporales. La base de datos para el análisis geoestadístico espacio-temporal incluye información de 102 pozos para el periodo 1980-2015 (figura 2), sin embargo no existen registros anuales completos en ninguno de ellos. Como primer paso se graficó el semivariograma espacio-temporal muestral, con un total de 650 datos piezométricos para diferentes incrementos de distancia y tiempo; en el cuadro 2 se muestran los intervalos espacio-temporales considerados, así como la separación en el espacio y tiempo. Para la estimación de los semivariogramas se utilizó una rutina modificada del programa GAMV escrito en Fortran para modelación espacio-temporal (De Cesare, Myers, & Posa, 2002).

Al analizar visualmente el comportamiento de los semivariogramas muestrales se advirtió la presencia de tendencia (figura 3); en este punto se decidió removerla mediante una función polinomial. Así, se procedió a trabajar con los residuos para determinar la estructura de los semivariogramas y después calcular los parámetros que los caracterizan. La tendencia fue removida con un polinomio de primer grado, para lo cual se empleó el método de regresión por mínimos cuadrados.

Una vez obtenidos los residuos de primer grado se modelaron los semivariogramas experimentales o muestrales para diferentes incrementos de distancia en el eje del espacio y lo mismo para el tiempo.

Efectuado lo anterior, se ajustó un modelo producto suma al semivariograma espacio-temporal muestral (De Iaco, Myers, & Posa, 2002), donde se conoce la cima de la componente espacial y la temporal, considerando la información de los últimos 35 años (figura 4).

Cuadro 1. Estadígrafos del nivel del agua subterránea.

Datos	Media (m)	Mediana (m)	Varianza (m ²)	Desviación estándar (m)	Mínimo (m)	Máximo (m)	Simetría	Curtosis	Fecha
17	2 032.50	2 025.80	1 531.08	39.13	1 985.70	2 083.70	0.25	1.41	Oct/1980
10	2 028.30	2 121.50	1 224.02	34.99	1 988.60	2 093.90	0.97	2.72	Jul/1981
25	2 014.90	2 000.10	983.70	31.36	1 988.50	2 082.20	1.14	2.81	Oct/1981
43	2 020.60	2 000.00	1 365.01	36.95	1 985.60	2 093.30	0.92	2.21	Dic/1981
37	2 018.90	1 999.10	1 388.68	37.27	1 984.60	2 093.90	0.97	2.27	Abr/1982
15	2 011.80	1 994.30	1 391.66	37.31	1 984.80	2 084.20	1.36	3.02	Mar/1983
26	2 026.50	2 016.60	1 541.11	39.26	1 983.00	2 094.70	0.60	1.67	Jul/1983
28	2 019.20	2 002.80	1 286.15	35.86	1 985.60	2 095.10	1.02	2.53	Dic/1983
3	1 989.70	1 986.10	58.33	7.64	1 984.60	1 998.50	0.68	1.50	Ago/1984
8	2 028.40	2 007.50	2 406.39	49.06	1 981.40	2 093.50	0.41	1.33	Sep/1984
20	2 008.20	1 999.00	980.88	31.32	1 982.50	2 083.10	1.49	3.99	Dic/1984
10	1 998.80	1 989.80	777.91	27.89	1 981.60	2 075.30	2.34	7.04	Mar/1985
12	2 011.60	2 004.40	833.82	28.88	1 978.60	2 073.30	1.06	3.09	May/1985
17	2 026.00	2 012.50	1 470.80	38.35	1 982.40	2 082.10	0.42	1.48	Ago/1985
21	2 027.30	2 011.80	1 533.35	39.16	1 982.60	2 093.80	0.58	1.67	Dic/1985
9	2 012.00	1 999.10	1 383.24	37.19	1 981.50	2 081.20	1.16	2.66	Jun/1986
16	2 016.90	2 005.00	1 178.21	34.33	1 981.20	2 082.90	0.99	2.40	Mar/1987
13	2 016.90	1 996.10	1 662.44	40.77	1 979.00	2 081.60	0.78	1.72	Ago/1987
30	2 015.50	2 055.40	1 419.63	37.68	1 979.60	2 082.90	0.87	2.11	Dic/1987
31	2 019.10	2 002.60	1 304.73	36.12	1 978.50	2 082.50	0.66	1.86	Ene/1989
11	2 015.70	1 993.50	1 457.64	38.18	1 983.20	2 078.50	0.80	1.98	Ene/1990
22	2 003.00	1 996.10	764.02	27.64	1 978.10	2 079.30	1.55	4.39	Dic/1990
32	2 011.30	1 996.20	1 246.65	35.31	1 977.20	2 079.30	1.05	2.53	Mar/1992
34	2 009.80	1 997.50	1 206.80	34.74	1 976.30	2 077.90	1.11	2.69	Feb/1993
30	2 000.10	1 992.50	841.46	29.01	1 972.70	2 082.80	1.76	5.05	Dic/1996
5	2 010.40	1 996.90	1 121.25	33.49	1 982.30	2 063.40	0.84	2.21	Dic/1998
31	2 004.80	1 990.90	1 170.26	34.21	1 972.50	2 081.50	1.28	3.15	Ene/1999
3	2 015.30	1 984.00	3 073.93	55.44	1 982.50	2 079.30	0.71	1.50	Mar/2006
3	1 994.70	1 955.20	5 369.08	73.27	1 949.70	2 079.30	0.70	1.50	Jul/2009
6	1 964.60	1 971.10	437.65	20.92	1 933.00	1 990.70	-0.43	1.98	Jul/2012
4	1 948.60	1 949.30	77.99	8.83	1 937.20	1 958.80	-0.26	2.01	Nov/2013
4	1 944.70	1 942.80	115.41	10.74	1 935.40	1 958.00	0.33	1.45	Dic/2013
5	1 946.10	1 949.40	92.18	9.60	1 936.30	1 958.90	0.11	1.61	Ene/2014
5	1 945.90	1 949.40	98.56	9.93	1 935.10	1 958.90	0.06	1.58	Feb/2014
5	1 945.30	1 949.00	100.38	10.02	1 933.80	1 958.00	-0.03	1.55	Mar/2014
4	1 941.30	1 942.20	76.32	8.74	1 931.70	1 949.20	-0.12	1.17	Abr/2014
4	1 940.80	1 941.80	80.70	8.98	1 930.70	1 948.90	-0.15	1.22	May/2014
4	1 940.70	1 941.60	78.71	8.87	1 930.90	1 948.80	-0.13	1.19	Jun/2014
4	1 940.90	1 941.60	72.55	8.52	1 931.80	1 948.50	-0.09	1.13	Jul/2014
4	1 940.30	1 941.30	78.67	8.87	1 930.50	1 948.30	-0.13	1.19	Ago/2014
4	1 940.30	1 941.20	78.18	8.84	1 930.50	1 948.10	-0.13	1.18	Sep/2014
4	1 940.00	1 941.00	79.91	8.94	1 930.00	1 948.00	-0.14	1.19	Oct/2014
13	1 969.70	1 947.90	2 567.85	50.67	1 928.80	2 077.80	1.44	3.58	Nov/2014
6	1 953.00	1 947.60	636.81	25.24	1 930.40	2 000.50	1.22	3.25	Dic/2014
12	1 955.20	1 947.80	550.00	23.45	1 929.50	2 000.60	0.72	2.29	Ene/2015

Cuadro 2. Datos considerados para la estimación del semivariograma espacio-temporal muestral.

Acuífero	Intervalos espacio-temporales	Separación en el espacio	Separación en el tiempo
Loreto	20	826.575	1.8026

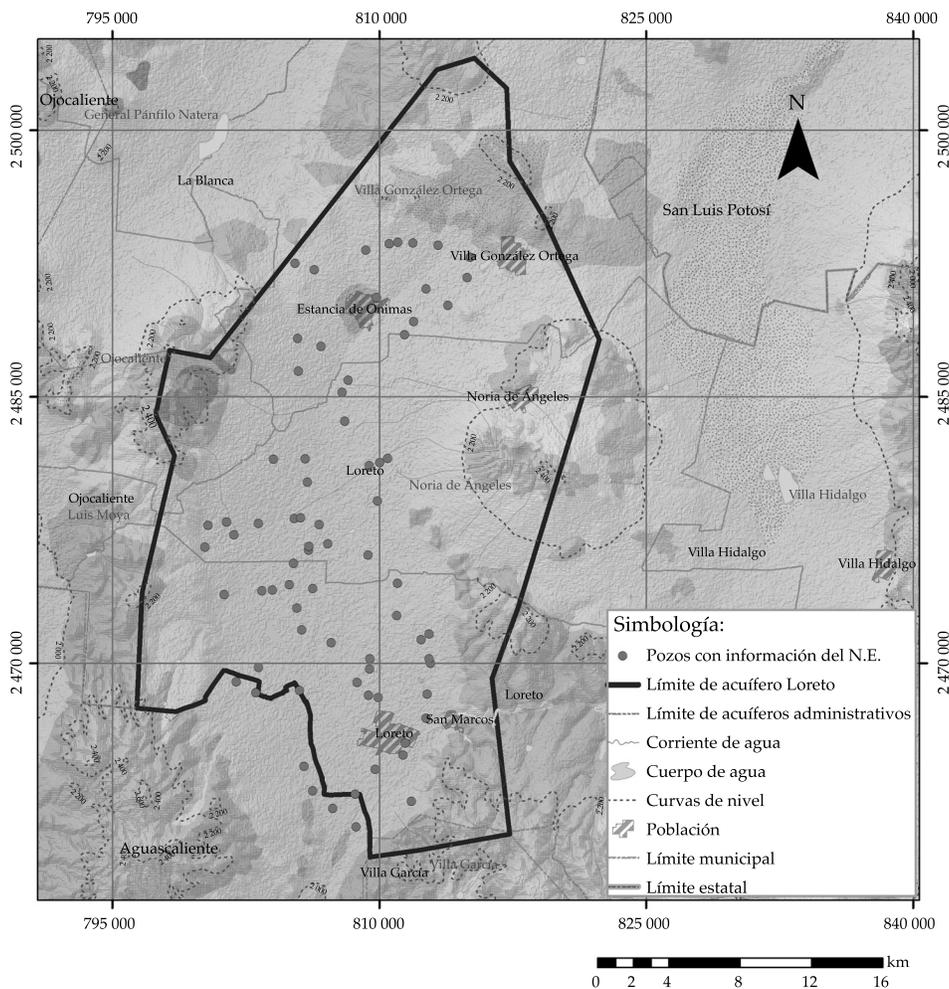


Figura 2. Pozos con información del nivel del agua subterránea.

El ajuste de los variogramas se definió a prueba y error, se evaluaron varios modelos y se seleccionó el que arrojó los mejores resultados, empleando el método de la validación cruzada. Los parámetros del modelo seleccionado se presentan en el cuadro 3.

Los resultados de la validación cruzada error medio (EM), raíz del error cuadrático medio (ECM) y el error cuadrático medio estándar (ECME) se presentan en el cuadro 4. El

valor obtenido de EM es próximo a cero; ello indica que los errores positivos y negativos se cancelan. Para el caso del ECM, que representa la magnitud promedio del error cuadrático, en la estimación resulta un valor pequeño. Respecto al ECME, un valor cercano a la unidad refiere que la varianza obtenida por el modelo proporciona una buena medida de los errores de la estimación; dicho de otra manera, representa un buen ajuste.

Cuadro 3. Parámetros del modelo de semivariograma teórico espacio-temporal de los niveles del agua subterránea.

Modelo	Componente	Nugget	Alcance	Sill
Esférico	Espacio	0	9 000	250
	Tiempo	0	24	40
	Global			250

Cuadro 4. Resultados de la validación cruzada.

Variable	EM	ECME	Raíz ECM	Diferencia mínima	Diferencia máxima
Nivel del agua subterránea	0.04	1.03	2.69	-12.18	28.51

Una vez concluida la etapa del análisis geoestadístico espacio-temporal, se procedió a trabajar en el diseño de la red óptima de monitoreo automatizado. Los sitios de monitoreo considerados para seleccionar la red óptima son pozos que se encuentran fuera de operación o inactivos debido a que en ellos se pretende instalar sensores de medición automática de forma permanente, que registrarán las variaciones de los niveles del agua en forma continua.

Para la selección de los pozos a instrumentar se definió una malla que cubre las zonas donde se requiere la estimación del nivel del agua subterránea (figura 5). Se eligió una malla de 195 nodos, que forman elementos cuadrados separados 1.5 km en las direcciones X y Y , que cubren una superficie envolvente de la zona donde se ubican los pozos empleados en el análisis. Al aplicar el método se incluyeron las 195 posiciones de la malla de estimación y 81 pozos aptos para ser instrumentados. Para evaluar la información que aportarían los pozos seleccionados, se consideró que cada uno de esos sitios sería monitoreado durante los siguientes diez años.

Matriz de covarianza

La matriz de covarianza espacio-temporal a priori que requiere el filtro de Kalman fue calculada del modelo de semivariograma espacio-temporal obtenido en el análisis geoestadístico; se construyó para un total de 304 posiciones

de estimación/monitoreo y 10 tiempos, por lo cual su dimensión es de 3 040 columnas y 3 040 renglones.

Filtro de Kalman

Mediante el filtro de Kalman se calculó la varianza del error en la estimación con base en la posición de los sitios de monitoreo, sin necesidad de conocer el dato medido en campo. De esta manera, el filtro de Kalman fue utilizado para determinar n sitios de monitoreo, al permitir evaluar cómo afecta añadir uno adicional a la varianza del error de la estimación resultante.

Se obtuvo una reducción de la varianza total cada vez que se incluía una posición en la red de monitoreo (figura 6).

La varianza total se reduce de manera considerable al elegir las primeras posiciones a instrumentar. Durante el proceso, el método asigna un orden de prioridad para cada uno de los pozos. De este modo, el orden de selección es un indicador de la importancia de los datos obtenidos en esas posiciones.

Selección de las posiciones óptimas

Como se explicó antes, el número de posiciones fue determinado con base en el criterio de seleccionar las posiciones de monitoreo espacio-temporal donde se alcanza un 90% del valor de la máxima reducción posible.

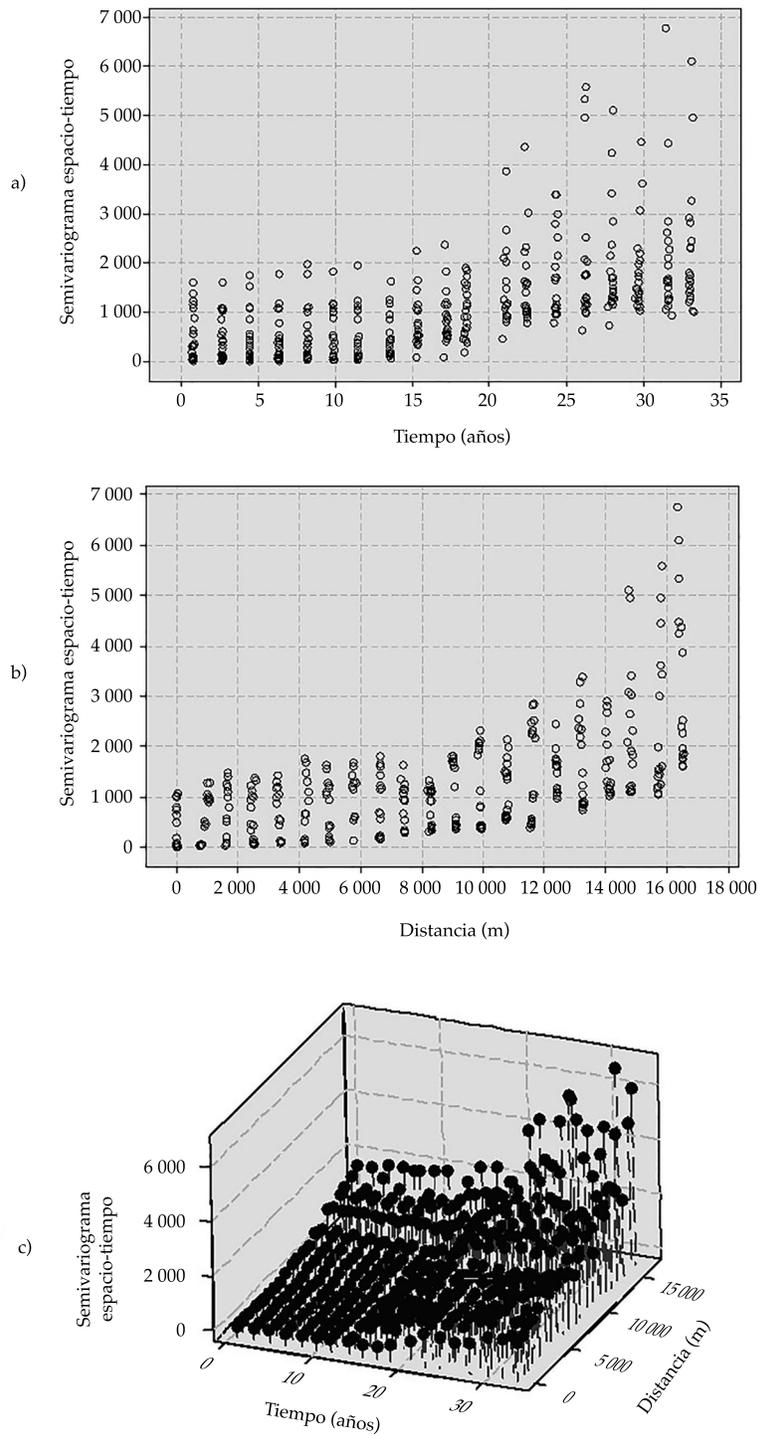


Figura 3. Semivariograma muestral espacio-tiempo de los niveles del agua subterránea con tendencia a) vista en el tiempo, b) vista en el espacio, c) vista 3D.

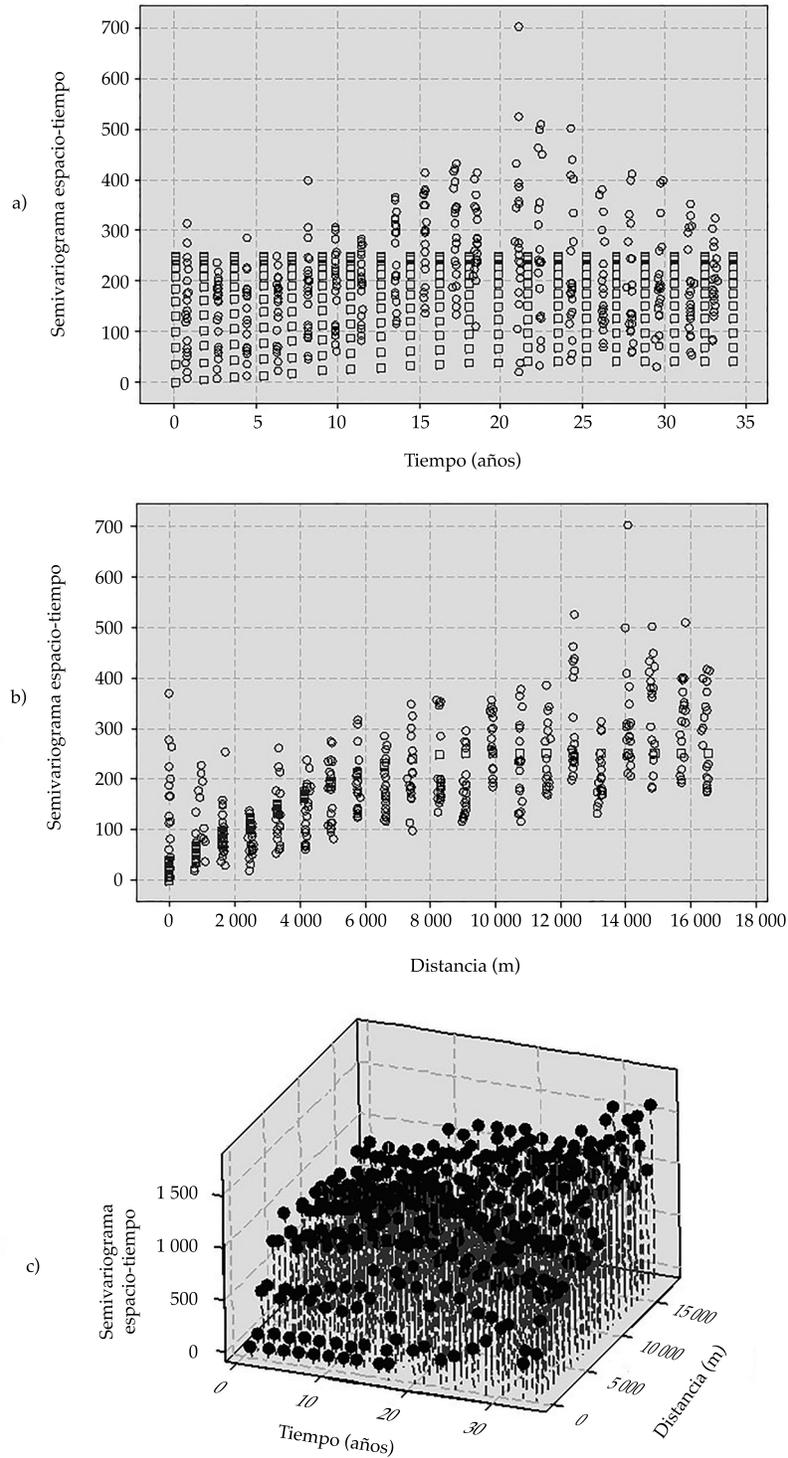


Figura 4. Semivariograma muestral espacio-tiempo (círculos) y modelo teórico ajustado (cuadrados) de los niveles del agua subterránea: a) vista en el tiempo, b) vista en el espacio, c) vista 3D.

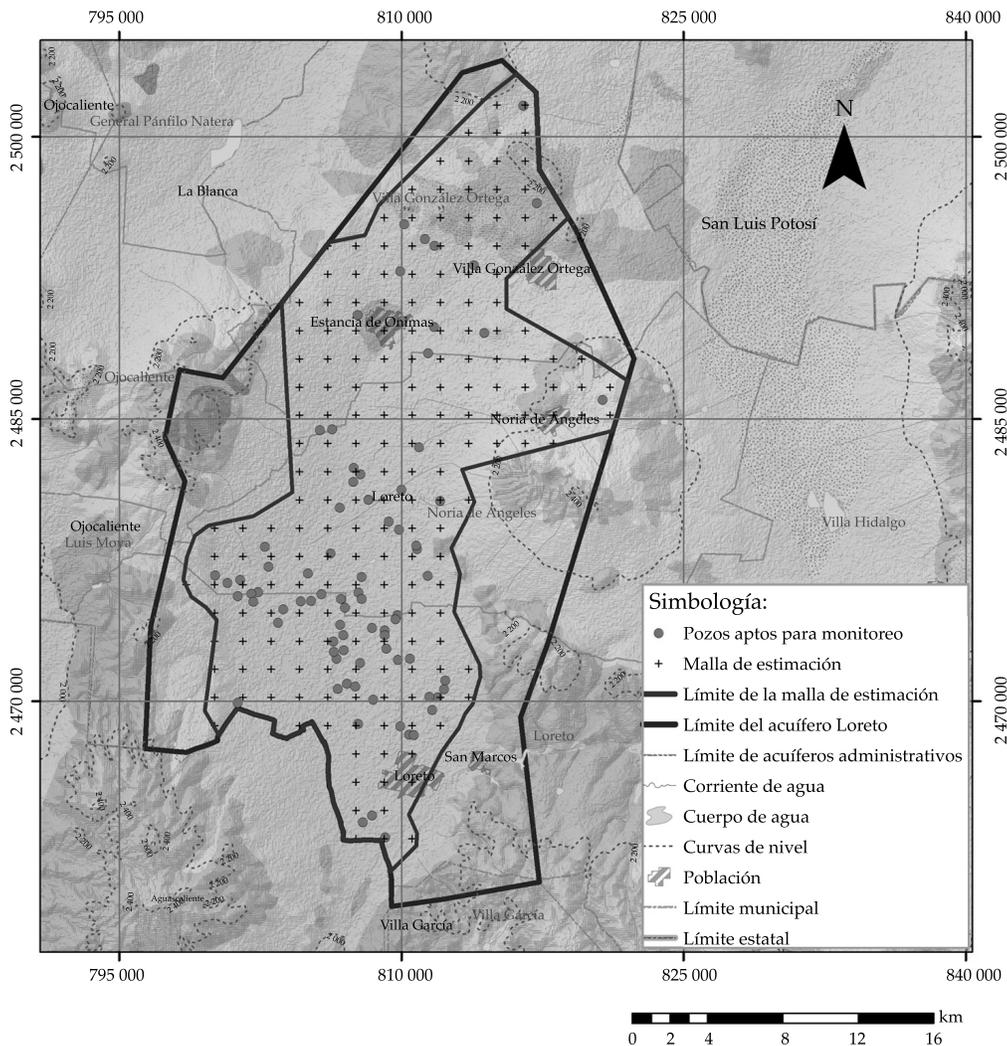


Figura 5. Malla de estimación y pozos aptos para ser instrumentados.

El 90% de la máxima reducción posible se alcanza cuando se han seleccionado 29 pozos para ser instrumentados (figura 7). Los resultados muestran que la raíz cuadrada de la varianza del error promedio del error en la estimación alcanza un valor máximo de 15.81 m antes de elegir alguna posición de monitoreo, y un mínimo de 9.01 m, lo cual indica que si se monitorearan las 81 posiciones, la raíz cuadrada de la varianza promedio del error en la estimación se reduciría en 6.80 m; sin embargo, cuando se seleccionan las primeras 29

posiciones, se reduce de 15.81 a 9.65 m; es decir, 6.16 m, significando que las últimas 52 posiciones sólo la reducen 0.64 m más, por lo cual se consideran como redundantes.

Varianzas del error en la estimación

En la figura 8 se presentan las varianzas del error en la estimación obtenidas para la red de monitoreo propuesta. Las varianzas tienen valores entre 9.99×10^{-8} y 208.63 m^2 , esto es, la magnitud del error en la estimación varía entre

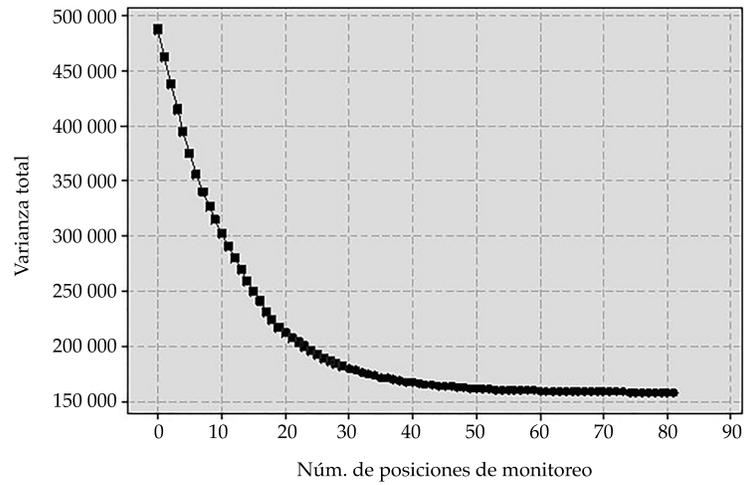


Figura 6. Reducción de la varianza total versus número de posiciones de monitoreo. Los cuadrados indican la reducción de varianza de los pozos que conforman la red de monitoreo propuesta.

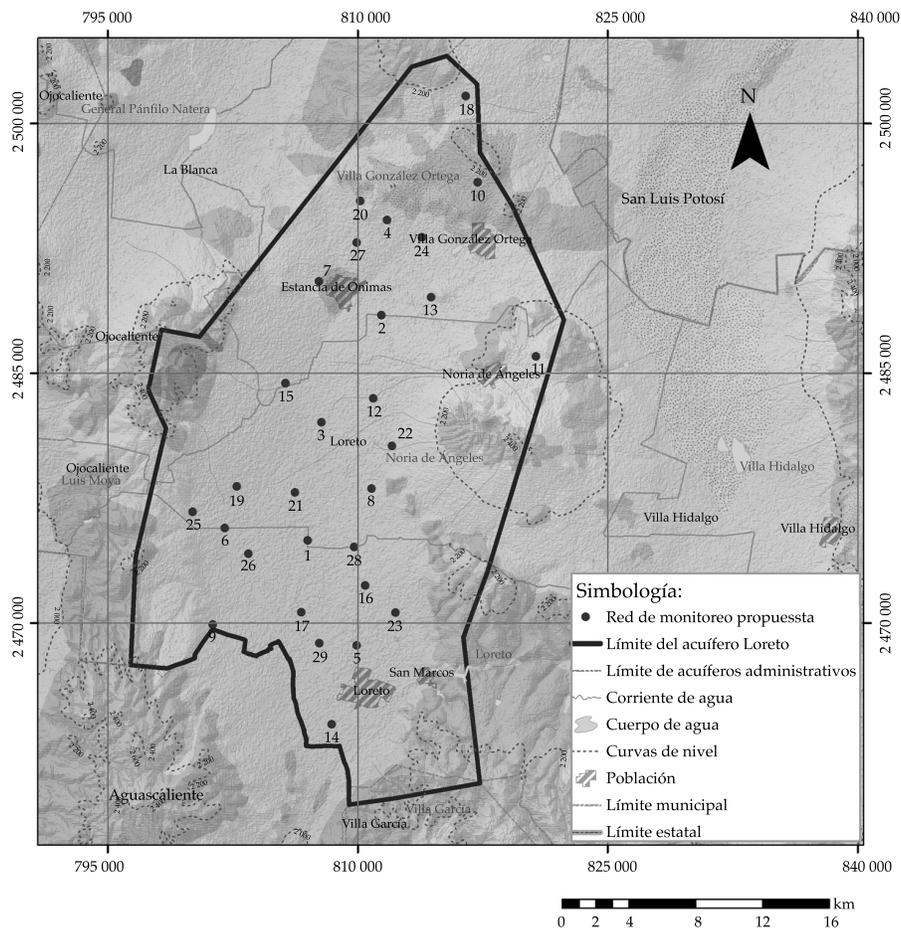


Figura 7. Orden de prioridad de los sitios a instrumentar.

3.16×10^{-4} (mínimo) y 14.44 m (máximo). Los valores mínimos se sitúan alrededor del centro del acuífero, donde se ubica la mayor parte de los pozos, y las máximas varianzas se localizan en el margen del área, debido a que allí sólo se localizan pocos pozos. Se pudo comprobar que las varianzas tienen la misma distribución espacial para todos los tiempos de monitoreo. Este tipo de mapas de varianzas, combinados con criterios hidrogeológicos, pueden ser de gran utilidad en la elección de nuevas posiciones de monitoreo en las zonas donde se sitúan las máximas varianzas. Del análisis se considera que utilizar la red de pozos propuesta es suficiente para tener una buena estimación en el acuífero.

Conclusiones

Dado que la geoestadística emplea la correlación de la variable de estudio, es posible obtener una medida de la incertidumbre en la estimación de ésta; en la metodología aplicada para el diseño óptimo de redes de monitoreo automatizado de los niveles del agua subterránea se incorpora la correlación espacio-temporal entre los datos, utilizando un modelo de semivariograma espacio-temporal obtenido de un análisis geoestadístico.

Con el análisis geoestadístico se obtuvo el semivariograma muestral, el cual quedó bien definido debido a la cantidad de datos espacio-temporales. Le fue ajustado un modelo teórico

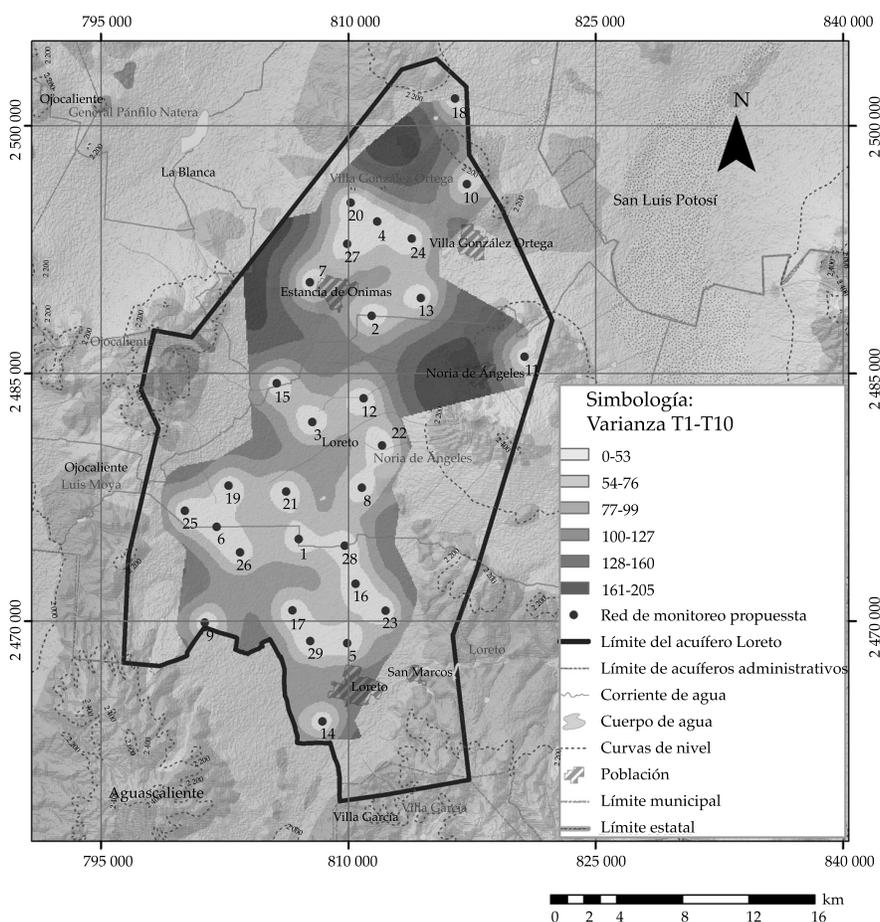


Figura 8. Varianzas del error en la estimación (m²) para los tiempos considerados.

esférico, porque representaba mejor la estructura de los datos. Los valores resultantes en la validación cruzada muestran que el modelo producto suma fue ajustado de forma adecuada a los datos espacio-temporales de los niveles del agua subterránea.

El filtro de Kalman resulta eficiente para reducir la varianza del error en la estimación. Tal característica lo convierte en una herramienta muy útil para el diseño de redes de monitoreo.

La aplicación de la metodología permitió asignar un orden de prioridad a cada uno de los pozos disponibles para ser instrumentados en función del nivel de representatividad que tienen sobre las estimaciones de los niveles del agua subterránea en una malla espacio-temporal definida para las zonas de interés.

Fue posible evaluar el nivel de información aportado por un sensor de medición de los niveles del agua subterránea durante el periodo en que es programado, dada una frecuencia de monitoreo previamente establecida.

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Zacatecas, a la Comisión Nacional del Agua, Delegación Zacatecas, por el apoyo brindado para realizar este estudio, y al Conacyt por la beca otorgada para los estudios de maestría de Gisely Alejandra Sánchez Hernández y Wenceslao Alvarez Robles.

Referencias

- Briseño-Ruiz, J., Herrera, S. G., & JÚnez-Ferreira, H. E. (2011). Método para el diseño óptimo de redes de monitoreo de los niveles del agua subterránea. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería Hidráulica en México*, 2(4), 77-96.
- Cameron, K., & Hunter, P. (2000). *Optimization of LTM networks using GTS. Statistical approaches to spatial and temporal redundancy*. Tech. Rep. Brooks AFB, USA: Air Force Center for Environmental Excellence.
- Conagua (agosto, 2009). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea, acuífero 3229 Loreto*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Diario Oficial de la Federación.
- De Cesare, L., Myers, D. E., & Posa, D. (2001). Estimating and modeling space-time correlation structures. *Statistics and Probability Letters*, 51, 9-14.
- De Cesare, L., Myers, D. E., & Posa, D. (2002). FORTRAN programs for space-time modeling. *Computers & Geosciences*, 28, 205-212.
- De Iaco, S., Myers, D. E., & Posa, D. (2001). Space-time analysis using a general product-sum model. *Statistics and Probability Letters*, 52, 21-28.
- De Iaco, S., Myers, D. E., & Posa, D. (2002). Space-time variograms and functional form of total air pollution measurements. *Computational Statistics & Data Analysis*, 41, 311-328.
- De Iaco, S., Myers, D. E., & Posa, D. (2003). The linear co-regionalization model and the product-sum space-time variogram. *Mathematical Geology*, 35(1), 25-38.
- Díaz, M. A. (2002). *Geoestadística aplicada*. México, DF: Instituto de Geofísica de la UNAM, Instituto de Geofísica y Astronomía de CITMA, Cuba.
- Dhar, A., & Datta, B. (2009). Global optimal design of ground water monitoring network using embedded kriging. *Groundwater*, 47(6), 806-815.
- Dhar, A., & Patil, R. S. (2012). Multiobjective design of groundwater monitoring network under epistemic uncertainty. *Water Resources Management*, 26(7), 1809-1825.
- Faisal, Z. K., Shakeel A., Benoit D., & Jean, C. M. (2007). Optimizing a piezometric network in the estimation of the groundwater budget: A case study from a crystalline-rock watershed in southern India. *Hydrogeology Journal*, 15 (6), 1131-1145.
- Herrera, S. G. (1998). *Cost effective groundwater quality sampling network design*. Ph. D. Dissertation. Vermont: University of Vermont.
- Herrera, S. G., & Pinder, G. F. (2005). Space-time optimization of groundwater quality sampling networks. *Water Resources Research*, 41, W12407, DOI: 10.1029/2004WR003626.
- Jazwinski, A. H. (1970). *Stochastic processes and filtering theory*. New York: Academic Press.
- JÚnez-Ferreira, H. E. (2005). *Diseño de una red de monitoreo de la calidad del agua para el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato*. Tesis de maestría. México, DF: UNAM.
- JÚnez-Ferreira, H. E., & Herrera S. G. (2013). A geostatistical methodology for the optimal design of space-time hydraulic head monitoring networks and its application to the Valle de Querétaro acuífero. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (4), 3527-3549.
- Keeland, B. D., Dowd J. F., & Hardegree, W. S. (1997). Use of inexpensive pressure transducers for measuring water levels in wells. *Wetlands Ecology and Management*, 5(2), 121-129.
- Kumar, S., Sondhi, S. K., & Phogat, V. (2005). Network design for groundwater level monitoring in Upper Bari Doab Canal tract, Punjab, India. *Irrigation and Drainage*, 54(4), 431-442, DOI: 10.1002/ird.194.
- Loaiciga, H. A. (1989). An optimization approach for groundwater quality monitoring network design. *Water Resources Research*, 25(8), 1771-1782, DOI: 10.1029/WR025i008p01771.

- Mendoza-Cáceres, E. Y., & Herrera, S. G. (2010). Estimación espacio-temporal de la carga hidráulica utilizando el concepto de función aleatoria espacio-tiempo. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería Hidráulica en México*, 1(2), 87-111.
- Navarro, I. L., Garfias, J. S., & Mahlknecht, J. (2005). Groundwater flow regime under natural conditions as inferred from past evidence and contemporary field observations in a semi-arid basin: Cuenca de la Independencia, Guanajuato, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 63, 756-771, DOI: 10.1016/j.jaridenv.2005.04.003.
- Nejadkoorki, F., Nicholson, K., & Hadad, K. (2011). The design of long-term air quality monitoring networks in urban areas using a spatiotemporal approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1-4), 215-223.
- Nunes, L. M., Cunha, M. C., & Ribeiro, L. (2004). Groundwater monitoring network optimization with redundancy reduction. *Water Resources Planning and Management*, 93(1), 103-124.
- Post, V. E. A., & Von Asmuth, R. J. (2013). Review: Hydraulic head measurements-new technologies, classic pitfalls. *Hydrogeology Journal*, 21(4), 737-750.
- Prakash, M. R., & Singh, V. S. (1998). Network design for groundwater monitoring – a case study. *Environmental Geology*, 39(6), 628-632.
- Reza, O. R., Abrishamchi, A., & Tajrishy, M. (2011). Spatial-temporal assessment and redesign of groundwater quality monitoring network: A case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1-4), 263-273.
- Triki, I., Zairi, M., & Dhia, H. B. (2013). A geostatistical approach for groundwater head monitoring network optimization: Case of the Sfax superficial aquifer (Tunisia). *Water and Environment Journal*, 27(3), 362-372, DOI: 10.1111/j.1747-6593.2012.00352.x
- Wu, Y. (2003). Optimal design of a groundwater monitoring network in Daqing, China. *Environmental Geology*, 45(4), 527-535.
- Zhang, Y., Pinder, G. F., & Herrera, G. S. (2005). Least cost design of groundwater quality monitoring networks. *Water Resources Research*, 41, W08412, DOI: 10.1029/2005WR003936.
- Webster, R., & Oliver, M. (2007). *Geostatistics for environmental scientists* (2nd ed.). West Sussex, UK: Wiley, Chichester.

Dirección institucional de los autores

M.I. Gisely Alejandra Sánchez Hernández
 Dr. Hugo Enrique Júnez Ferreira
 M.I. Wenceslao Alvarez Robles
 Dr. Julián González Trinidad
 Dr. Carlos Bautista Capetillo

Universidad Autónoma de Zacatecas
 Av. Ramón López Velarde 801, Col. Centro
 98000 Zacatecas, Zacatecas, MÉXICO
 Teléfono: +52 (492) 9256 690, ext. 4254
 gisely.sanchez@uaz.edu.mx
 hejunez@uaz.edu.mx
 wenceslao.alvarez@uaz.edu.mx
 jgonza@uaz.edu.mx
 baucap@uaz.edu.mx

Dra. Graciela del Socorro Herrera Zamarrón

Universidad Nacional Autónoma de México
 Instituto de Geofísica
 Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
 04510 Ciudad de México, MÉXICO
 Teléfonos: +52 (55) 5622 4133 y 5622 4135
 ghz@geofisica.unam.mx

Efecto de la quema de llantas en la calidad del agua de un tramo de la quebrada Piedras Blancas

• Alba N. Ardila* • Erasmo Arriola •
Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid
*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-03

Resumen

Ardila, A. N., & Arriola, E. (septiembre-octubre, 2017). Efecto de la quema de llantas en la calidad del agua de un tramo de la quebrada Piedras Blancas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 39-55.

Se estudiaron los efectos causados sobre la calidad del agua de un tramo de la quebrada Piedras Blancas debido a la quema de llantas. Para ello, se efectuaron dos muestreos en los que se midieron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para una muestra patrón y una muestra problema. El nivel de contaminación del tramo de la cuenca se evaluó mediante el uso del índice de calidad del agua (ICA), el índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (INSF) y el índice de calidad del agua Dinius. El análisis comparativo de la aplicación de los índices revela un deterioro significativo debido a la quema de llantas llevada a cabo alrededor de su cuenca, presentando calidad entre regular y muy mala, haciendo necesario su tratamiento para la destinación del recurso en consumo humano, e incluso la incorporación de tratamientos específicos para la remoción de contaminantes peligrosos como metales pesados y compuestos fenólicos. Adicionalmente, los valores obtenidos para la mayoría de parámetros de la muestra problema excedieron los límites aceptables reportados en la normatividad ambiental colombiana para la destinación del recurso hídrico para uso humano y doméstico; preservación de flora y fauna, y para fines pecuario y agrícola. Los resultados de este estudio demuestran que las propiedades fisicoquímicas del agua son fuertemente afectadas por los productos de combustión provenientes de la quema de llantas.

Palabras clave: quema de llantas, propiedades fisicoquímicas del agua, quebrada Piedras Blancas, índices de calidad del agua.

Abstract

Ardila, A. N., & Arriola, E. (September-October, 2017). Effects of burning tires on water quality in a section of the Piedras Blancas watershed. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 39-55.

The effects of burning tires on water quality in a section of the Piedras Blancas watershed was studied. Two samplings were conducted and their physicochemical and microbiological parameters were measured in order to obtain a pattern sample and a problem sample. The pollution level in the section of the basin studied was evaluated based on the water quality index (ICA, Spanish acronym), the National Sanitation Foundation Index (NSFI), and the Dinius Index. A comparative analysis of the indices demonstrated significant river deterioration from the burning of tires around the basin. The quality ranged from average to very poor, requiring treatment for human consumption and even specific treatment processes to remove hazardous pollutants such as phenolic compounds and heavy metals. In addition, the values of most of the parameters exceeded the acceptable limits established by Colombia's environmental regulations on water for human and domestic use, preservation of wildlife, and livestock and agriculture. The results of this study indicate that the water's physicochemical properties were greatly affected by the products that were generated by burning tires.

Keywords: Tire burning, physicochemical water properties, Piedras Blancas basin, water quality indexes.

Recibido: 08/08/2016
Aceptado: 04/04/2017

Introducción

Las llantas son implementos usados ampliamente en el campo automotor. Presentan una estructu-

ra compleja formada por diversos materiales, como caucho natural y sintético (40-45%); un encordado de acero y negro de carbón (27-33%), vulcanizado con azufre (1.5-2.5%), fibra textil y

algunas sustancias químicas (Roy, 2005; Van de Lindt, Carraro, Heyliger, & Choi, 2008; Gupta, Gupta, Arshi, Shilpi, & Arunima, 2011). La separación de estos materiales en sus componentes originales es un proceso difícil, por lo que el reciclaje de las llantas usadas se ha orientado mayoritariamente a su aprovechamiento en conjunto, aunque ya existen diferentes empresas en el mundo que ofrecen el servicio de manejo de llantas usadas, procesándolas para convertirlas en materia prima para asfalto, pistas atléticas y tapetes, entre otros (Adhikari & Maiti, 2000; Weidong, 2007). Entre las diferentes formas de manejo de las llantas usadas se encuentran su apilamiento, entierro, reúso (reencauchamiento) y reciclaje (en ingeniería civil, regeneración del caucho, generación de energía, producción de asfalto o fabricación de nuevos materiales).

El problema del manejo y la disposición de las llantas usadas en América Latina y en el mundo en general en la actualidad es un tema de gran interés, que concierne no sólo a las autoridades ambientales sino también a la comunidad en general. La disposición final de las llantas usadas representa un problema estético, técnico, económico, ambiental y de salud pública (Rowley, Husband, & Cunningham, 1984; Shulan, Tuoliang, & Lian 2011). El almacenamiento de las llantas en grandes cantidades presenta el inconveniente de que ocupan mucho espacio, además son difíciles de compactar en un relleno sanitario, haciendo este proceso costoso y poco viable (Bulent, Yusuf, & Paki, 2009). La alta demanda de estos implementos y la dificultad que se tiene para su almacenamiento y disposición ha llevado a que parte del manejo que se realiza con las llantas consiste en la quema incontrolada e inconsciente de este residuo, liberando gases tóxicos al ambiente, como monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂) y compuestos orgánicos volátiles (COV's), entre otros (Shakya *et al.*, 2008, Oguzhan, Bahattin, & Büilent, 2012), al igual que contaminantes peligrosos, como hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAP's), dioxinas, furanos, ácido clorhídrico, benceno, bifenilos policlorados (PCB's) (Marek, 2009;

Prashant, Sarin, Rengarajan, & Darshan, 2011), y metales pesados como arsénico, cadmio, níquel, cinc, cromo y vanadio, entre otros (Edward, Mui, & Cheung, 2010), los cuales, al hacer parte del agua, suelo y aire generan impactos negativos considerables al medio ambiente, y afectan la salud de las personas y la estabilidad de los ecosistemas en general (Van de Lin *et al.*, 2008; Search & Ctvrtnicek, 1976; Tingting *et al.*, 2011).

En estudios realizados por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial sobre llantas en Colombia (Resolución núm. 1457, 2010) se concluyó que gran parte de las llantas, luego de su uso, son almacenadas en depósitos clandestinos, techos o patios de casas y viviendas, y espacios públicos (lagos, ríos, calles y parques), con graves consecuencias en términos ambientales, económicos y sanitarios. Las llantas usadas se convierten en el hábitat ideal para vectores como ratas y mosquitos, que transmiten enfermedades como dengue, fiebre amarilla y encefalitis equina. Cuando las llantas usadas se disponen en botaderos a cielo abierto contaminan el suelo y los recursos naturales renovables, y afectan el paisaje. Además, generan dificultades en la operación en los rellenos sanitarios. De igual forma, algunos subsectores utilizan las llantas usadas como combustible en sus procesos productivos en forma inadecuada. Asimismo, grupos informales que forman parte de la cadena de llantas usadas, las queman a cielo abierto para extraer el acero, generando problemas de contaminación atmosférica. Por ejemplo, de acuerdo con un estudio realizado por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá en 2007 (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2008), en Colombia, y específicamente en algunos municipios del Valle de Aburrá, como Barbosa, Guarne, Envigado y Medellín, se encontraron casos en los que cierto porcentaje ($\leq 21\%$) de las llantas generadas luego de su uso eran entregadas a recolectores informales, los cuales finalmente las quemaban a cielo abierto (Cantanhede & Monge, 2002).

De acuerdo con la regulación ambiental colombiana, las llantas son consideradas un residuo peligroso (RESPEL); así, se han

tomado medidas destinadas a proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención de la generación o reducción de los posibles impactos adversos de la generación y manejo inadecuado de llantas usadas; por ello, en la Resolución 1457 del 29 de julio de 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial se establecieron los sistemas de recolección selectiva y gestión ambiental de llantas usadas y se adoptaron otras disposiciones. Sin embargo, a la fecha estos residuos continúan siendo dispuestos en andenes, calles y zonas verdes, donde luego son recogidos por personas que los acumulan en predios no autorizados, como botaderos a cielo abierto, para quemarlos al aire libre de forma ilegal, a fin de obtener el acero de su estructura, para luego comercializarlo como chatarra. Un caso específico de esta actividad se presenta en una zona cercana a la quebrada Piedras Blancas, ubicada al extremo oriente del municipio de Medellín, en el departamento de Antioquia, Colombia. Allí, personas desconocidas queman llantas constantemente a cielo abierto, lo que representa un serio impacto negativo a la salud y medio ambiente.

El presente trabajo es un diagnóstico sobre la calidad del recurso hídrico de la parte alta de la quebrada “Piedras Blancas”, ubicada en la zona rural de los municipios de Medellín (Corregimiento de San Elena), Copacabana (Vereda Cabuyal) y Guarne (Vereda Piedras Blancas), en el departamento de Antioquia, Colombia. El estudio comprende la evaluación fisicoquímica del agua de áreas perturbadas y no perturbadas por la quema incontrolada de llantas en una zona cercana a la microcuenca. Es importante aclarar que dicha microcuenca representa una de las principales fuentes de aprovisionamiento de agua para uso humano y doméstico para la ciudad de Medellín (EPM, 1988). La quebrada Piedras Blancas abastece el embalse de Piedras Blancas, el cual, a su vez, suministra al sistema interconectado de las Empresas Públicas de Medellín (EPM) a través de las plantas de tratamiento de Villa Hermosa y La Montaña. El recurso hídrico se destina en un 99.29% para uso doméstico, 0.05% para uso agropecuario, 0.22%

para uso minero industrial, 0.34% para uso comercial y 0.10% para uso oficial (Convenio 397 de 2009 Subdirección Ambiental, 2011), con un caudal de 910 l/s de calidad aceptable conforme al índice empleado (ICA-GLOBAL, reportado en 2011) (Benjumea-Hoyos *et al.*, 2012). Además de ser un parque natural, donde miles de personas usan el recurso hídrico con fines recreativos (Instituto Mi Río, 1995).

Debido a lo anterior, se estudió el efecto de la quema de llantas en la calidad de un tramo de la quebrada Piedras Blancas. Para ello se efectuaron dos muestreos, en los que se midieron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para una muestra patrón y una muestra problema. El nivel de contaminación de la cuenca se evaluó mediante el uso del índice de calidad del agua (ICA), el índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (INSF) y el índice de calidad del agua Dinius. En el estudio también se analizó la conveniencia o no de la destinación del recurso hídrico para consumo humano y doméstico, preservación de flora y fauna, y uso con fines recreativos, pecuario y agrícola de acuerdo con los criterios establecidos en la normatividad colombiana.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La zona de estudio comprendió sólo un sector de la parte alta de la cuenca Piedras Blancas, que abarcó un área aproximada de 1 200 m². La Cuenca Piedras Blancas se ubica dentro del Parque Ecológico Piedras Blancas (6° 18' 0.9" N, 75° 30' 12.3" O), entre los 2 200 y 2 600 msnm sobre la Cordillera Central, al extremo oriente del municipio de Medellín, en el departamento de Antioquia, Colombia (figura 1). El área total de la cuenca es de 41.87 km² y se clasifica como Cuenca Superior Tipo A. Posee en su cabecera tres ramales de importancia: a) quebrada el Rosario o el Perico, y quebrada el Salado; b) quebradas Piedras Blancas Sur, las Ánimas o Velásquez, el Soldado o Palo Santo, y el Atajo; c) quebradas el Salado, Ávila, Guruperita, Gurupera, Matasano Sur o Chorro Clarín, Matasano

Norte o Matasanito, Tiburcio, Quebraditas, Chirrillos, Salinas y Piedras Negras. En la cuenca predominan suelos no saturados, ácidos, con alto contenido de materia orgánica y buenas propiedades físicas desarrolladas a partir de cenizas volcánicas. En su mayoría son suelos arcillosos y franco-arcillosos, con un pH entre 5.0 y 6.5, y muy pobres en fósforo y nitrógeno asimilables, por lo que no son aptos para la agricultura (EPM, 1988; Instituto Mi Río, 1995; Posada, Roldan, & Ramírez, 2000).

El foco de contaminación correspondió a un incendio que se presentó en un tiradero de llantas usadas a cielo abierto, que cubría un área de unos 500 m², ubicado a 200 m de la zona de estudio de la Cuenca Piedras Blancas. Allí, recolectores informales y desconocidos incendiaron un gran número de llantas usadas y aunque desafortunadamente no fue posible obtener datos que permitieran establecer el número exacto de llantas quemadas, el fenómeno afectó un área terrestre de unos 400 m². De acuerdo con el seguimiento hecho en el lugar, el incendio intenso duró un día, y después de un periodo de aproximadamente tres semanas, el incendio se apagó.

Jornada de muestreo

De inicio se llevaron a cabo tres visitas al parque ecológico Piedras Blancas, comprendidas entre los meses de enero y marzo, con una frecuencia mensual. La primera visita, el 16 de enero de 2010, se efectuó como a una semana de iniciado el incendio; se hizo una caracterización general del lugar y se seleccionaron los puntos para la toma de las muestras de agua de la quebrada cerca de la zona afectada (muestra problema) y en la zona no afectada (muestra patrón); esta última zona se eligió unos 2 km aguas arriba antes de llegar a la zona afectada, cercana al foco de contaminación. Por otra parte, se desconoce la frecuencia con que ocurrieron estos eventos debido a que esta actividad era clandestina. Para recolectar las muestras de agua hubo dos jornadas de aforo, cada una con su respectivo plan de muestreo, a fin de obtener muestras

representativas; además, todas las muestras se conservaron y vigilaron de manera adecuada para garantizar la integridad y la cadena de custodia de las mismas. El primer muestreo se llevó a cabo el 13 de febrero (segunda visita) y el segundo el 13 de marzo (tercera visita) del mismo año. En cada muestreo se recolectaron dos muestras integradas de agua (patrón y problema); cada una formada por diez submuestras puntuales, tomadas de modo simultáneo en 10 puntos diferentes a la misma altura de la quebrada (sección transversal, figura 1), para obtener un volumen total de cuatro litros por muestra.

Las muestras se tomaron con base en las normas establecidas por la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Resolución núm. 4305, 2001), en las cuales se establecen el protocolo para la toma y preservación de muestras de agua. Cada muestra se identificó con la información necesaria, se rotuló como patrón o problema, y se llevó al laboratorio para su respectivo análisis.

Medición de parámetros fisicoquímicos

En el cuadro 1 se relacionan los parámetros fisicoquímicos evaluados y el método utilizado para su medición, de los cuales el oxígeno disuelto, temperatura, pH, color, turbiedad y conductividad fueron medidos *in situ*, el resto de parámetros se analizaron *ex situ*, en un laboratorio acreditado de la ciudad de Medellín, siguiendo las normas de APHA, AWWA y WEF para el análisis de aguas superficiales y aguas residuales. Los equipos usados para la medición de parámetros *in situ* fueron:

- Color: colorímetro marca Hanna, modelo HI 93727, dotado con una celda de vidrio de 10 ml.
- Turbiedad: turbidímetro marca Hanna, modelo LP 2000-11, dotado con una celda de vidrio de 10 ml.
- Conductividad: conductivímetro marca Hanna, modelo EC 214, dotado con un electrodo HI 76303.

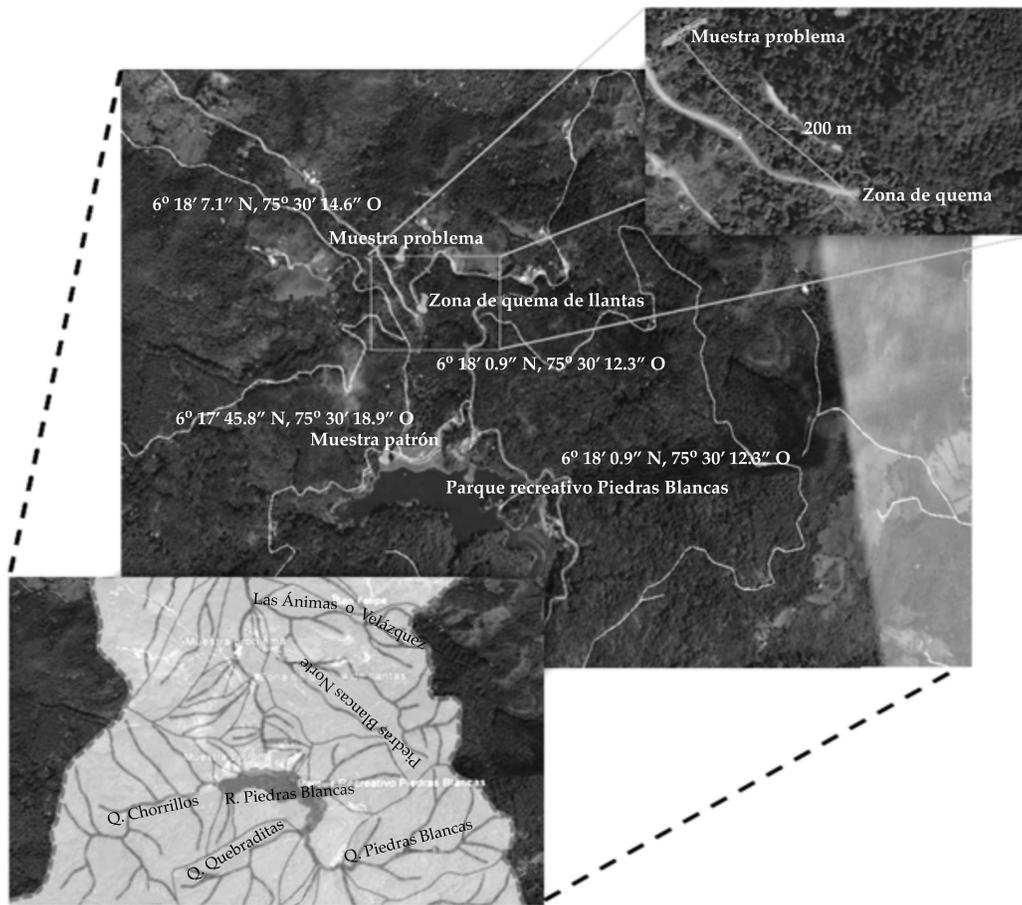


Figura 1. Localización del parque Piedras Blancas y puntos de muestreo. Parque Piedras Blancas: $6^{\circ} 17' 42.41''$ N, $75^{\circ} 30' 8.26''$ O. Zona de quema ($6^{\circ} 18' 0.88''$ N, $75^{\circ} 30' 12.27''$ O). Muestra problema: $6^{\circ} 18' 7.10''$ N, $75^{\circ} 30' 14.58''$ O. Muestra patrón: $6^{\circ} 17' 45.80''$ N, $75^{\circ} 30' 18.93''$ O. Imagen tomada desde Google Earth y adaptada de Empresas Públicas de Medellín (1988).

- pH: peachímetro marca Thermo Scientific, OrionStar, serie BI9092, dotado con un electrodo Orion 9272BN.
- Oxígeno disuelto: marca Hanna, modelo HI 2400, dotado con una sonda HI 76407/2.

Todos los análisis se hicieron por triplicado y para cada variable se obtuvo un valor medio basado en los dos muestreos realizados. Como medidas de dispersión absoluta y relativa entre los dos muestreos efectuados se usaron la desviación estándar (S) y el coeficiente de variación relativa de Pearson (CV), respectivamente.

Evaluación de la calidad del recurso hídrico y del impacto ambiental causado por la quema de llantas

La evaluación de la calidad de las corrientes superficiales se realizó mediante el cálculo de los siguientes índices de calidad del agua:

Índice de calidad del agua en corrientes superficiales (ICA, 2014)

Corresponde a una expresión numérica agregada y simplificada, proveniente de la sumatoria aritmética equiponderada de los valores que

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos evaluados y método aplicado.

Parámetro	Unidades	Método
Temperatura	°C	AWWA-4500H ⁺
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /l	AWWA-4500O C
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /l	AWWA-5220 D
Demanda bioquímica de oxígeno total (DBO ₅)	mg O ₂ /l	AWWA-5210 B
Carbono orgánico total (COT)	mg O ₂ /l	AWWA-5310 B
Sólidos totales	mg/l	AWWA-2540 B
Sólidos totales volátiles	mg/l	AWWA-2540 E
Sólidos suspendidos totales	mg/l	AWWA-2540 D
Cobre total	mg Cu/l	AWWA-3500 Cu
Cromo ⁶⁺	mg Cr ⁶⁺ /l	AWWA-3500-Cr ⁶⁺ D
Cadmio total	mg Cd/l	AWWA-3500 Cd
Plomo total	mg Pb/l	AWWA-3500 Pb
Níquel total	mg Ni/l	AWWA-3500 Ni
Zinc total	mg Zn/l	AWWA-3500 Zn
Hierro total	mg Fe/l	AWWA-3500Fe-D
Mercurio total	mg Hg/l	AWWA-3112 B
Cobalto total	mg Co/l	AWWA-3111 B
Estaño total	mg Sn/l	AWWA-3111 D
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /l	AWWA-2320 B
Acidez total	mg CaCO ₃ /l	AWWA-2310 B
Color	UCP	AWWA-2120
Dureza total	mg CaCO ₃ /l	AWWA-2340 C
pH	Unidades de pH	AWWA-4500H ⁺
Conductividad	μS/cm	AWWA-2510 B
Turbiedad	UNT	AWWA-2130 B
Cloro residual libre	mg Cl ₂ /l	AWWA-4500-Cl B
Calcio total	mg Ca/l	AWWA-3500-Ca D
Fosfatos	mg PO ₄ ³⁻ /l	AWWA-4500-PO ₄ ³⁻ D
Manganeso total	mg Mn/l	AWWA-3500-Mn B
Molibdeno total	mg Mo/l	AWWA-3500-Mo B
Magnesio total	mg Mg/l	AWWA-3500-Mg B
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	AWWA-4500-SO ₄ ²⁻ E
Cloruros	mg Cl ⁻ /l	AWWA-4500-Cl ⁻ B
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /l	AWWA-4500-NO ₃ ⁻ B
Nitritos	mg NO ₂ ⁻ /l	AWWA-4500-NO ₂ ⁻ B
Aluminio (Al ³⁺)	mg Al ³⁺ /l	AWWA-3500-Al ³⁺ D
Fluoruros	mg F ⁻ /l	AWWA-4500-F ⁻ C
Coliformes totales (con colilert), nmp	NMP/100 ml	AWWA-9223 B
Coliformes fecales (con colilert), nmp	NMP/100 ml	AWWA-9223 B
<i>Escherichia coli</i> (con colilert), nmp	NMP/100 ml	AWWA-9223 B
Surfactantes	mg SAAM/l	AWWA-5540 C
Fenoles	mg Fenoles/l	AWWA-5530 B, D
Arsénico total	mg As/l	AWWA-3114 C
Plata total	mg Ag/l	AWWA-3111 B

se obtienen al medir la concentración de cinco variables fisicoquímicas básicas (oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, conductividad y pH) en una estación de monitoreo, para evaluar la calidad del agua en corrientes superficiales. Los valores calculados del indicador se compararon con los establecidos en tablas de interpretación, permitiendo clasificar la calidad del agua de forma descriptiva en una de cinco categorías (buena, aceptable, regular, mala o muy mala), que a su vez se asocia con un determinado color (azul, verde, amarillo, naranja y rojo, respectivamente). El ICA se calculó usando la ecuación (1), donde W_i es el peso relativo asignado a la variable de calidad i ; I_{ikjt} el valor calculado de la variable i , y 5 es el número de variables de calidad involucradas en el cálculo del indicador (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM, 2013):

$$ICA_{njt} = \left(\sum_{i=1}^5 W_i \times I_{ikjt} \right) \quad (1)$$

Índice de calidad del agua de la fundación nacional de saneamiento (INSE, 1978)

Utilizado para supervisar la calidad de los ríos a través del tiempo y comparar aguas de abastecimiento en Estados Unidos y muchos países del mundo (Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007). El INSE se calculó usando la ecuación (2), donde SI_i es la escala de calidad del subíndice de la variable i y W_i es el peso ponderado del subíndice i . Las curvas para la determinación del valor del subíndice SI_i se tomaron de Fernández y Solano (2005):

$$INSE = \left(\sum_{i=1}^9 SI_i \times W_i \right) \quad (2)$$

Índice de calidad del agua de Dinius (1987)

El índice de calidad de Dinius está orientado al análisis de aguas destinadas a ser empleadas como fuente de captación para consumo humano. Considera cinco usos del recurso: consumo

humano, agricultura, pesca y vida acuática, industrial y recreación (Castro, Almeida, Ferrer, & Díaz, 2014; Dinius, 1987). Las funciones de los subíndices y ponderaciones de los parámetros del índice de Dinius se tomaron de Dinius (1987). Este índice se determinó con base en la ecuación (3), donde I_i es la escala de calidad del subíndice de la variable i (un número entre 0 y 100) y W_i es el peso ponderado de la variable i (un número entre 0 y 1, y $\sum_{i=1}^{12} W_i = 1$):

$$Dinius = \prod_{i=1}^{12} I_i^{W_i} \quad (3)$$

En el cuadro 2 se muestran las variables involucradas en el cálculo de cada índice y la ponderación respectiva dentro de la fórmula de cálculo. Además, en el cuadro 3 se describen los intervalos de calidad y las señales de alerta (colores) establecidos para la interpretación general de cada índice de calidad del agua.

Para determinar el grado del impacto ambiental producido por la quema de llantas sobre las propiedades fisicoquímicas del agua de la quebrada, primero se compararon los valores obtenidos para la muestra patrón con la muestra problema; luego, los valores obtenidos para la muestra problema se confrontaron con los valores máximos aceptables reportados en la normatividad ambiental colombiana para la destinación del recurso hídrico para uso humano y doméstico, preservación de flora y fauna, y uso con fines recreativos, pecuario y agrícola de acuerdo con los criterios de calidad admisibles establecidos en el Decreto 1594 del 26 de junio de 1984, Decreto 3930 del 25 octubre de 2010 y la Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015.

Resultados y discusión

En el cuadro 4 se muestra el valor medio obtenido después de realizar el análisis para cada una de las variables fisicoquímicas evaluadas para la muestra patrón y la muestra problema. Además, se encuentran los valores máximos aceptables contemplados por la normatividad

Cuadro 2. Variables y ponderación para cada uno de los índices de calidad del agua.

Parámetro	Dinius (1987)	INSF (1978)	ICA (2014)
Temperatura	0.077	0.10	
Oxígeno disuelto (OD)	0.109	0.17	0.2
Demanda química de oxígeno (DQO)	0.097	0.11	0.2
Sólidos totales		0.07	
Sólidos suspendidos totales			0.2
Alcalinidad total	0.063		
Color	0.063		
Dureza total	0.065		
pH	0.077	0.11	
Conductividad	0.079		0.2
Turbiedad		0.08	
Fosfatos		0.1	
Cloruros	0.074		
Nitratos	0.09		
Coliformes totales (con colilert)	0.09		
Coliformes fecales (con colilert)		0.16	
<i>Escherichia coli</i> (con colilert)	0.116		

Cuadro 3. Intervalos de calidad y las señales de alerta establecidos para la interpretación general de cada índice de calidad del agua.

Dinius (1987)		INSF (1978)		ICA (2014)		Señal de alerta
Categoría	Calidad	Categoría	Calidad	Categoría	Calidad	
91-100	Excelente	91-100	Excelente	0.91-1.00	Buena	Azul
81-90	Buena	71-90	Buena	0.71-0.90	Aceptable	Verde
51-80	Regular	51-70	Regular	0.51-0.70	Regular	Amarillo
41-50	Mala	26-50	Mala	0.26-0.50	Mala	Naranja
0-40	Muy mala	0-25	Muy mala	0.00-0.25	Muy mala	Rojo

ambiental colombiana para la destinación del recurso para uso humano y doméstico (HD^a: que para su potabilización requiere sólo tratamiento convencional; HD^b: que para su potabilización requiere sólo desinfección); preservación de flora y fauna (FF), y fines agrícola (AG) y pecuario (PC). Los valores obtenidos para la desviación estándar y el coeficiente de variación en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los dos muestreos tanto para la muestra patrón como para la muestra problema fueron $S \leq 4.5$ y $CV \leq 3.2\%$, respectivamente. Estos bajos valores reflejan que no hubo cambios

muy significativos entre los dos muestreos realizados. No obstante, para la dureza, turbiedad, conductividad y color, los valores obtenidos para la desviación estándar y el coeficiente de variación superaron el 7 y 6%, respectivamente. El comportamiento disímil en estas variables se pudo deber al arrastre de sedimentos ocasionado por la precipitación que aumentó en el mes de marzo (segundo muestreo) con respecto al mes de febrero (primer muestreo).

En el cuadro 5 se muestran los valores promedio obtenidos para los índices de calidad del agua evaluados. Se observa que de acuerdo con

Cuadro 4. Valores medio para los parámetros físicoquímicos evaluados en la muestra patrón y la muestra problema. NC: parámetro no contemplado en la norma; ND: parámetro no detectable; S: desviación estándar; CV: coeficiente de variación relativa de Pearson.

Parámetro/unidad	Muestra patrón	Muestra problema	S (%)	CV (%)	Valor máximo aceptable según su uso				
					HD ^a	HD ^b	FF	AG	PC
Temperatura (°C)	16.5	18.5	0.7	1.5	NC	18-30	NC	NC	NC
Oxígeno disuelto (mg O ₂ /l)	7.5	4.6	0.5	0.8	NC	NC	NC	NC	NC
DQO (mg O ₂ /l)	4.8	125.5	0.2	1.4	NC	NC	NC	NC	NC
DBO ₅ total (mg O ₂ /l)	3.7	50.2	0.5	2.0	NC	NC	NC	NC	NC
COT (mg O ₂ /l)	8.6	23.4	0.3	0.9	NC	NC	NC	NC	NC
Relación DBO ₅ /DQO	0.77	0.40	0.1	0.7	NC	NC	NC	NC	NC
Relación DBO ₅ /COT	0.43	2.14	0.2	0.7	NC	NC	NC	NC	NC
Sólidos totales (mg/l)	49.5	2759.5	0.1	0.5	NC	NC	NC	NC	NC
Sólidos totales volátiles (mg/l)	15.5	344.0	0.2	0.6	NC	NC	NC	NC	NC
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	3.7	286.5	0.5	0.5	NC	NC	NC	NC	NC
Alcalinidad total (mg CaCO ₃ /l)	17.9	90.2	0.6	1.1	NC	NC	NC	NC	NC
Acidez total (mg CaCO ₃ /l)	< 10.0	637.5	0.4	1.3	NC	NC	NC	NC	NC
Color (UCP)	91.2	1 595.0	9.5	6.5	75.0	20.0	NC	NC	NC
Dureza total (mg CaCO ₃ /l)	15.4	1 515.0	10.5	7.4	NC	NC	NC	NC	NC
pH (unidades de pH)	6.8	6.6	0.5	1.5	5.0-9.0	6.5-8.5	6.5-9.0	4.0-9.0	NC
Conductividad (µS/cm)	72.9	2 174.9	15.4	8.7	NC	NC	NC	NC	NC
Turbiedad (UJT)	14.9	234.9	7.5	9.5	NC	10.0	NC	NC	NC
Cobre total (mg Cu/l)	< 0.050	52.8	0.1	1.7	1.0	1.0	0.1Cl ₅₀ ⁹⁶	2.0	0.5
Cromo ⁶⁺ (mg Cr ⁶⁺ /l)	< 0.050	14.0	0.4	1.8	0.05	0.05	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	0.1	1.0
Cadmio total (mg Cd/l)	< 0.003	20.8	0.5	1.7	0.01	0.01	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	0.01	0.05
Plomo total (mg Pb/l)	< 0.010	63.0	0.2	1.9	0.05	0.05	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	5.0	0.1
Níquel total (mg Ni/l)	< 0.010	32.5	0.7	2.0	NC	NC	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	0.2	NC
Zinc total (mg Zn/l)	< 0.050	373.5	0.7	2.0	15.0	15.0	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	2.0	25.0
Hierro total (mg Fe/l)	1.7	75.0	0.7	1.7	NC	NC	0.1Cl ₅₀ ⁹⁶	5.0	NC
Mercurio total (mg Hg/l)	< 0.001	3.2	0.6	1.6	0.002	0.002	0.01Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	0.01
Cobalto total (mg Co/l)	< 0.010	5.6	0.5	1.5	NC	NC	NC	0.05	NC
Estaño total (mg Sn/l)	< 0.010	10.5	0.4	0.8	NC	NC	NC	NC	NC
Cloro residual libre (mg Cl ₂ /l)	ND	ND	0.5	0.9	NC	NC	0.1Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	NC
Calcio total (mg/l)	ND	ND	3.5	2.5	NC	NC	NC	NC	NC
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /l)	0.035	0.042	3.8	1.5	NC	NC	NC	NC	NC
Manganeso total (mg Mn/l)	< 0.010	0.038	4.5	2.8	NC	NC	0.1Cl ₅₀ ⁹⁶	0.2	NC
Molibdeno total (mg Mo/l)	< 0.010	0.014	2.6	2.6	NC	NC	NC	0.01	NC
Magnesio total (mg Mg/l)	ND	ND	2.4	1.9	NC	NC	0.1 Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	NC
Sulfatos (mg SO ₄ ²⁻ /l)	< 10.00	25.7	4.2	2.9	400.0	400.0	NC	NC	NC
Cloruros (mg Cl ⁻ /l)	ND	ND	0.2	2.8	250.0	250.0	NC	NC	NC
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /l)	< 1.50	6.55	0.8	1.8	10.0	10.0	NC	NC	90
Nitritos (mg NO ₂ ⁻ /l)	< 0.003	2.89	1.8	2.3	1.0	1.0	NC	NC	10
Aluminio (Al ³⁺) (mg Al ³⁺ /l)	ND	ND	1.9	3.0	NC	NC	NC	5.0	5.0
Fluoruros (mg F ⁻ /l)	ND	ND	2.5	1.2	NC	NC	NC	NC	NC

Cuadro 4 (continuación). Valores medio para los parámetros fisicoquímicos evaluados en la muestra patrón y la muestra problema. NC: parámetro no contemplado en la norma; ND: parámetro no detectable; S: desviación estándar; CV: coeficiente de variación relativa de Pearson.

Parámetro/unidad	Muestra patrón	Muestra problema	S (%)	CV (%)	Valor máximo aceptable según su uso				
					HD ^a	HD ^b	FF	AG	PC
Coliformes totales (NMP/100 ml)	11 199	24 196	1.7	3.2	20 000	1 000	NC	NC	NC
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	6 908	15 498	1.7	3.2	2 000	NC	NC	NC	NC
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)	63.0	148	0.6	0.8	NC	NC	NC	NC	NC
Surfactantes (mg SAAM/l)	< 0.100	5.78	0.3	0.1	0.5	0.5	0.143 Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	NC
Fenoles (mg fenoles/l)	< 0.050	4.430	0.9	2.8	0.002	0.002	1.0 Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	NC
Arsénico total (mg As/l)	< 0.002	0.03	3.5	1.3	0.05	0.05	0.1 Cl ₅₀ ⁹⁶	0.1	0.2
Plata total (mg Ag/l)	< 0.100	7.2	4.2	2.3	0.05	0.05	0.01 Cl ₅₀ ⁹⁶	NC	NC

Cuadro 5. Resultados de los índices de calidad del agua para la muestra patrón y problema.

Muestra	Dinius (1987)		INSF (1978)		ICA (2014)	
	Valor	Calidad	Valor	Calidad	Valor	Calidad
Patrón	94.2	Excelente (azul)	64.7	Regular (amarillo)	0.88	Aceptable (verde)
Problema	58.9	Regular (amarillo)	40.6	Mala (naranja)	2.74	Muy mala (roja)

el índice de Dinius (1987), la calidad del agua de la muestra patrón es excelente, esto significa que el recurso hídrico puede ser destinado al abastecimiento público. No obstante, a partir de los resultados obtenidos para los índices INSF (1978) e ICA (2014), la misma muestra de agua presenta una calidad regular y aceptable, respectivamente. Por otro lado, los valores obtenidos para los índices de calidad del agua de la muestra problema revelan una tendencia similar en cuanto a la calidad del recurso hídrico (regular, mala y muy mala para Dinius, INSF y ICA, respectivamente), reflejando de forma inequívoca un deterioro significativo en la calidad del agua.

Es importante aclarar que la aplicación de los diferentes índices de calidad del agua busca simplificar una gran cantidad de datos para analizar fácilmente el recurso hídrico y proporcionar una visión general de los fenómenos medioambientales. Además, la asignación de mayor importancia a algunos parámetros o no considerar otros en el cálculo de un índice de

calidad y en otros sí puede conllevar a obtener información diferente sobre la calidad del recurso hídrico. Por lo tanto, su interpretación no puede ser generalizada, pues se podría terminar realizando juicios subjetivos; así, no se puede evaluar la dinámica del recurso hídrico bajo un solo indicador, por lo que es importante también el estudio de cada variable fisicoquímica y microbiológica de manera individual. A continuación se hará un análisis más detallado y profundo de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, a fin de evitar el uso de juicios subjetivos.

En la figura 2 se muestran algunas fotos de los alrededores de la zona afectada por la quema de llantas. En ellas se puede visualizar el efecto directo producido por este fenómeno sobre el aspecto físico y estético del agua y del suelo, lo cual cambió notablemente su presentación, en especial debido a la turbidez rojiza y negra que se puede observar a simple vista y que permite inferir que las muestras analizadas poseen un alto contenido de hierro y de negro de humo,

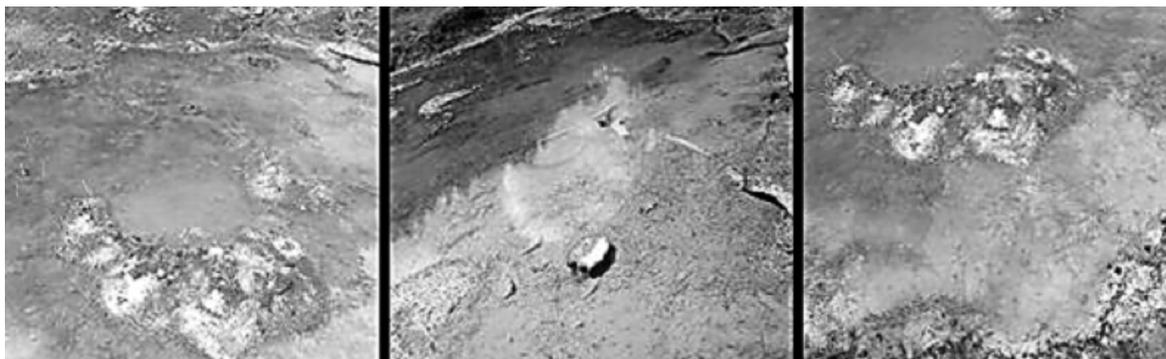


Figura 2. Registro fotográfico de la zona de muestreo afectada por la quema de llantas.

procedentes de la combustión de las llantas, y que generan este aspecto generalmente en las aguas y suelos (Van de Lindt *et al.*, 2008; Shu, Zhen, Zhen, Kaushik, & Jin, 2010).

Al comparar los valores medios obtenidos para la muestra problema con los de la muestra patrón se puede observar un aumento significativo en los siguientes parámetros fisicoquímicos de la muestra problema: DQO, DBO₅, COT, oxígeno disuelto, sólidos totales, sólidos totales volátiles, sólidos suspendidos, cobre total, cromo (VI), cadmio total, plomo total, níquel total, zinc total, hierro total, estaño total, mercurio total, cobalto total, plata total, alcalinidad total, acidez total, sulfatos, nitratos, nitritos, coliformes totales y fecales, *Escherichia coli*, surfactantes, fenoles, color, dureza total, conductividad y turbiedad. La variación en los valores de estas características permite evidenciar el fuerte impacto ambiental producido por la quema de llantas sobre varias propiedades fisicoquímicas de las aguas de la quebrada Piedras Blancas. No obstante, parámetros como temperatura, pH, cloro residual libre, calcio total, fosfatos, manganeso total, molibdeno total, magnesio total, cloruros, fluoruros, aluminio y arsénico total no tuvieron una alteración significativa.

Uno de los indicadores más importantes de la calidad del agua es el oxígeno disuelto (OD), el cual corresponde a un valor de 7.5 y 4.6 mg/l para la muestra patrón y problema,

respectivamente. El valor de OD para la muestra patrón está dentro de los valores normales de oxígeno establecidos para aguas naturales (7.0-8.0 mg/l), lo cual permite suponer que no existe una contaminación preocupante aguas arriba y alejadas de la zona de la quema de llantas; además, los datos obtenidos son coherentes con los reportados por Posada *et al.* (2000), quienes encontraron una concentración de OD igual a 7.3 mg/l en aguas de la misma cuenca, correspondiente a aguas de óptima calidad. En cuanto al OD en la muestra problema, su valor disminuyó en un 61% con respecto al obtenido para la muestra patrón; esta baja probablemente se deba a la contaminación de naturaleza orgánica proveniente de los materiales constituyentes de las llantas, como compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos policíclicos aromáticos, dioxinas, furanos y bifenilos policlorados, entre otros (Bouvier & Gelus, 1986; Turner, 1985), los cuales aportan gran cantidad de materia orgánica confirmada por los altos valores obtenidos para la DBO₅ y COT relacionados en el cuadro 4.

Por otro lado, el aumento en las variables bacteriológicas en la muestra problema (coliformes totales: 24 196 NMP/100 ml y coliformes fecales: 15 498 NMP/100 ml) con respecto a la muestra patrón (coliformes totales: 11199 NMP/100 ml y coliformes fecales: 6 908 NMP/100 ml) deben su origen probablemente

a las heces fecales de humanos y animales, pues la muestra problema se tomó en un lugar muy cercano a un sitio donde el turismo local es constante.

Un parámetro generalmente utilizado para identificar la biodegradabilidad de los diversos contaminantes presentes en las diferentes clases de aguas es la relación de biodegradabilidad DBO_5/DQO , la cual permite determinar qué cantidad de la DQO (materia orgánica e inorgánica) contenida en una muestra de agua es susceptible de ser depurada por los microorganismos en cinco días (DBO_5). En el cuadro 6 se especifican algunos criterios que permiten determinar el carácter de biodegradabilidad de los contaminantes presentes en el recurso hídrico (Ardila, Arriola, Reyes, Berrío, & Fuentes, 2016).

Las relaciones DBO_5/DQO (0.77) y DBO_5/COT (0.43) obtenidas para la muestra patrón demuestran el carácter biodegradable de las sustancias presentes en dicha agua, las cuales probablemente se deben a la materia orgánica e inorgánica inherente de los ecosistemas acuáticos. Por el contrario, la baja relación DBO_5/DQO (0.40) obtenida para la muestra problema refleja el alto contenido de contaminación de naturaleza orgánica presente en las aguas de la quebrada cercanas a la zona afectada. Además, el alto valor obtenido para la relación DBO_5/COT (2.44) indica la no biodegradable de dichos contaminantes. Estos datos sugieren el hecho de que la quema de llantas aporta al recurso hídrico gran cantidad de compuestos y desechos orgánicos de diferente naturaleza de poca biodegradabilidad (Fei, Fang, Wei, Baoshan, & Lingyan, 2011). Esto puede ser soportado con el dato obtenido en la muestra problema para compuestos fenólicos (4.430 mg/l). Además,

diferentes investigaciones también han encontrado diversos contaminantes peligrosos, por ejemplo, Best y Brookes (1981) identificaron materiales fenólicos, hidrocarburos aromáticos (benceno, naftaleno, fenantreno) y cetonas como resultado de la pirolisis del caucho de los neumáticos. Por otro lado, Morten *et al.* (2007), al hacer el análisis elemental de diferentes muestras de neumáticos, encontraron que un 82 wt. % de cada muestra correspondía a carbono; 6.71 wt. %, a hidrógeno; 1.35 wt. %, a azufre; 0.32 wt. %, a nitrógeno, y el resto a oxígeno.

De igual manera, Zhendi, Labert, Li y Chun (2007) caracterizaron diferentes muestras de aguas afectadas por la combustión de neumáticos y encontraron cantidades significativas de hidrocarburos aromáticos policíclicos: en total, 165 compuestos, incluyendo 13 isómeros de peso molecular (PM) 32, 10 isómeros de PM 278, 10 isómeros de PM 276, siete isómeros de PM 252, siete isómeros de PM 228 y ocho isómeros de PM 216. También se identificaron numerosos hidrocarburos policíclicos que contenían átomos de S, N y Cl. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos, los hidrocarburos aromáticos policíclicos son denominados contaminantes prioritarios debido a su amplia distribución en el ambiente, y por sus propiedades mutagénicas, carcinogénicas y teratogénicas (Zhendi *et al.*, 2007; Prashant *et al.*, 2011).

El alto valor obtenido para la conductividad en la muestra problema (2 174.9 $\mu S/cm$) representa un incremento de un 29.83% con respecto a la muestra patrón, lo cual indica que los materiales depositados en la muestra problema le proporcionan una mineralización excesiva a las aguas analizadas, un hecho preocupante

Cuadro 6. Criterios de biodegradabilidad según la relación DBO_5/DQO . Ardila, A. N., Reyes, C. J., Arriola, V. E., & Hernández, J. A., 2012; Aziz, J. A., & Tebbutt T. H., 1980).

DBO_5/DQO	Carácter
> 0.8	Muy biodegradable
0.7-0.8	Biodegradable
0.3-0.7	Poco biodegradable
< 0.3	No biodegradable

cuando se trata de fuentes de agua para suministro de agua potable a la comunidad. Por ejemplo, según el Artículo 3 de la Resolución 2115 de 2007, el valor máximo aceptable para la conductividad puede ser hasta 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Un incremento de los valores habituales de la conductividad superior al 50% en el agua de la fuente indica un cambio sospechoso en la cantidad de sólidos disueltos, y su procedencia debe ser investigada de inmediato por las autoridades sanitarias y ambientales competentes. Asimismo, en relación con la dureza, el valor determinado para la muestra problema (1 515.0 mg CaCO_3/l) permite catalogar las aguas analizadas como aguas difícilmente utilizables cuando se trata de aguas potables o de uso doméstico. De igual forma, el incremento en los valores del resto de parámetros fisicoquímicos de la muestra problema, como color, alcalinidad total, acidez total y turbiedad son otra evidencia del deterioro significativo de estas fuentes de aguas, convirtiéndolas en una fuente de agua potable de difícil tratamiento y con alto poder de contaminación de los demás cuerpos de agua.

De acuerdo con los datos obtenidos para la mayoría de parámetros fisicoquímicos de la muestra patrón, se puede afirmar que el recurso hídrico aguas arriba de la zona afectada por la quema de llantas no presenta un grado de contaminación alto; además, con base en los rangos normales para aguas naturales, puede concluirse que las aguas del parque Piedras Blancas alejadas de la zona afectada se encuentran en general en buen estado y se ajustan a la clasificación de oligo-mesotróficas (Posada *et al.*, 2000). Por otro lado, de los resultados obtenidos para la muestra problema se puede deducir que el proceso de quemar llantas aporta no sólo al agua, sino también al suelo, altos contenidos de metales pesados, como cobre, cromo, cadmio, zinc, plomo, hierro y níquel, los cuales, en estas cantidades, pueden llegar a ser peligrosos para el hombre, animales y plantas (Renan & Fukuya, 2010; Fei *et al.*, 2011). Según Conesa, Gálvez, Mateos, Martín-Gullón y Font (2008), estos contaminantes provenientes de la combustión de las llantas se trasladan a los suelos,

vegetación, agua, etcétera. Por consiguiente, la salud humana puede verse afectada de forma indirecta a través de distintas vías, como la ingesta de alimentos contaminados, consumo de agua potable o agua subterránea, y absorción oral o cutánea de las sustancias químicas existentes en los suelos. En cuanto a la cantidad de sólidos totales presentes en la muestra problema, se observa un aumento 55.7 veces mayor que el valor determinado para la muestra patrón, lo cual refleja el alto contenido de desechos sólidos, producto de la combustión de las llantas. Además, el incremento en el contenido de sólidos suspendidos es coherente con la alta turbidez observada en el agua. Asimismo, la cantidad determinada para los sólidos volátiles es una evidencia más de la naturaleza orgánica de los sólidos presentes en la muestra problema (Colin, 1990).

Según Conesa *et al.* (2008), no todos los metales pesados son tóxicos y no todos los metales pesados tóxicos tienen la misma toxicidad; por tanto, los metales pesados se pueden agrupar en las siguientes clases de acuerdo con su toxicidad:

Clase I: Cd, Hg, Ti

Clase II: As, Co, Ni, Se, Te

Clase III: Pb, Cr, Cu, Pt, V, Sn, Pd, Sb, Mn, Rh

Donde los metales pesados de la clase I son más tóxicos y nocivos que los de la clase III. A partir de lo anterior, la muestra problema está contaminada con metales pesados de diferente toxicidad. Así, cadmio y mercurio pertenecen a la clase I; cobalto y níquel a la clase II; plomo, cromo, cobre y estaño a la clase III. Además, aunque metales pesados como hierro, zinc y plata no están contemplados en dicha clasificación, los altos niveles hallados (75, 373.5 y 7.2 mg/l, respectivamente) demuestran que también tales metales representan un problema de contaminación de gran magnitud, pues la concentración en que se encuentran los hace altamente peligrosos y perjudiciales para los seres vivos y el medio ambiente (Edward *et al.*, 2010).

Por otro lado, al comparar los valores medios obtenidos para los parámetros fisicoquímicos de

la muestra problema con los valores máximos aceptables contemplados en la normatividad ambiental colombiana para la destinación del recurso hídrico para uso humano y doméstico, que para su potabilización requiere solamente tratamiento convencional o desinfección, se identificó que la muestra problema analizada no cumple con dichos criterios, pues excede los límites en los valores establecidos para cobre, cromo, cadmio, plomo, zinc y mercurio. En el cuadro 5 se puede observar que los valores de estos parámetros superan mucho más del doble los valores límites reportados en la norma para cada caso. Los fenoles también superan el valor límite definido (0.002 mg/l), haciendo prioritario su control en los sistemas de tratamiento de agua, además de requerir tratamientos adicionales al convencional, con el fin de reducir de manera eficiente la presencia de compuestos fenólicos y metales pesados en el agua.

Además, al confrontar los valores de las características fisicoquímicas de la muestra problema con los valores establecidos en la norma ambiental colombiana como límites para destinar el recurso hídrico para la preservación de flora y fauna, se identificó que los niveles hallados para cobre, cromo, cadmio, plomo, níquel, zinc, hierro y mercurio superan la concentración letal de cada elemento, que produce la muerte al 50% de los organismos sometidos a bioensayos en un periodo de 96 horas (Cl_{50}^{96}). Asimismo, los valores obtenidos para cobre, cromo, cadmio, plomo, níquel, zinc, hierro, mercurio y cobalto exceden a los reportados en la normatividad para destinar el recurso para fines agrícola y pecuario. Por último, en la normatividad colombiana no se establecen valores específicos para destinar el recurso hídrico a fines recreativos (por ejemplo, contacto primario).

De acuerdo con la literatura, el proceso de combustión de llantas puede incrementar las emisiones de compuestos como dioxinas, mercurio, hidrocarburos y poliaromáticos, así como metales pesados como plomo, zinc, níquel y vanadio (Renan & Fukuya, 2010; Chitsan, Chun-Lan, & Chien-Chuan, 2008). Es sabido que estos contaminantes causan cáncer, malformaciones

congénitas, diabetes, y efectos adversos en los sistemas hormonal, inmunológico y nervioso central, al igual que problemas en los pulmones, entre otros (Pawan, Pratima, Chirika, & Pradeep, 2008; Zhendi *et al.*, 2007). Los contaminantes provenientes de la combustión de neumáticos, como los HAPs, pueden estar presentes en la fase gaseosa o asociados con partículas, y a través de las corrientes de aire se favorece su dispersión a grandes distancias, por lo que se han detectado en agua y suelo en sitios alejados de la fuente que los generó. Las propiedades físicas y químicas de los HAPs de bajo peso molecular (de 2 a 3 anillos aromáticos) hacen de ellos candidatos ideales para su dispersión a través de la atmósfera. En cambio, los HAPs de mayor peso molecular (de 4 a 7 anillos aromáticos) tienen mayor afinidad por el material particulado, como cenizas, y con la materia orgánica del suelo, siendo más persistentes en el ambiente (Wilcke, Krauss, Safronov, Fokin, & Kaupenjohann, 2005; Wilcke, 2007). Estos contaminantes, al llegar a las aguas y suelos de los diferentes ecosistemas, afectan su estabilidad, interfiriendo en el buen desarrollo de los ciclos biogeoquímicos y alterando las cadenas alimenticias.

Los resultados obtenidos en la presente investigación revelan, sin duda alguna, que se está frente a una situación grave y muy preocupante de contaminación hídrica producida por la quema de llantas, actividad realizada de manera constante en los alrededores del parque ecológico Piedras Blancas. Esta contaminación puede tener efectos negativos sobre la salud de la población aledaña, producto de la deposición de materiales tóxicos que contaminan no sólo el agua, sino también aire y suelo, lo que debería ser tomando en cuenta por las autoridades competentes, sobre todo cuando este lugar es una de las principales cuencas que suministra el agua para potabilización de la ciudad de Medellín.

Conclusiones

Los productos de la combustión de las llantas afectaron la mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados en las aguas de la quebrada

Piedras Blancas, excediendo los valores máximos aceptables establecidos por la normatividad ambiental colombiana para los diferentes destinos del agua (uso humano y doméstico; preservación de fauna y flora; uso agrícola, pecuario y recreativo).

El análisis comparativo de la aplicación de los índices de calidad del agua (ICA, INSF y Dinius) reveló un deterioro significativo del recurso hídrico del parque Piedras Blancas. Debido a la quema de llantas llevada a cabo alrededor de la cuenca, la calidad del agua está entre regular y muy mala, haciendo necesario su tratamiento para consumo humano, e incluso la incorporación de tratamientos específicos, a fin de lograr la remoción de contaminantes peligrosos, como metales pesados y compuestos fenólicos.

La selección de las variables, la determinación de los subíndices para cada parámetro y la elección de la fórmula de agregación en cada índice de calidad del agua es diferente. Por lo tanto, su interpretación no puede ser generalizada, pues se podría terminar realizando juicios subjetivos. Así, no es posible evaluar la dinámica del recurso hídrico bajo un solo indicador; es importante también el estudio de cada variable fisicoquímica y microbiológica de forma individual.

Es esencial determinar mecanismos para evitar el impacto ambiental negativo producido por la quema de llantas sobre las propiedades fisicoquímicas de las aguas, recurso natural indispensable para la preservación de todo tipo de vida y, además, básico del ecosistema acuático en el que se desarrollan una serie de comunidades vivas, que dependen de las características fisicoquímicas del mismo.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid por la financiación del presente proyecto de investigación, y a los estudiantes del Semillero de Investigación en Gestión Sostenible del Recurso Hídrico del Grupo de Investigación en Química Básica y Aplicada por su colaboración durante las jornadas de muestreo y aforo.

Referencias

- Adhikari, B., & Maiti, D. S. (2000). Reclamation and recycling of waste rubber. *Progress in Polymer Science*, 25(7), 909-948, DOI: 10.1016/S0079-6700(00)00020-4.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2008). *Capacitación, valoración económica y diseño de guías sobre residuos sólidos para el sector comercial y de servicios del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, llantas usadas en el Valle de Aburrá*. Medellín: Universidad Colombia: Pontificia Bolivariana y Grupo de Investigaciones Ambientales
- Ardila, A. N., Arriola, V. E., Reyes, C. J., Berrio, M. E., & Fuentes, Z. G. (2016). Mineralización de etilenglicol por foto-fenton asistido con ferrioxalato. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 213-226, DOI: <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.07>.
- Ardila, A. N., Reyes, C. J., Arriola, V. E., & Hernández, J. A. (2012). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO5 y COT de efluentes de la industria farmacéutica. *Revista Politécnica*, 8(15), 9-17.
- Aziz, J. A., & Tebbutt T. H. (1980). Significance of COD, BOD and TOC correlations in kinetic models of biological oxidation. *Water. Research*, 14(4), 319-324, DOI: 10.1016/0043-1354(80)90077-9.
- Best, G. A., & Brookes, B. I. (1981). Water pollution resulting from a fire at a tyre dump. *Environmental Pollution*, 2(1), 59-67, DOI: 10.1016/0143-148X(81)90008-2.
- Bouvier, J. M., & Gelus, M. (1986). Pyrolysis of rubber wastes in heavy oils and use of the products. *Resources and Conservation*, 12(2), 17-93, DOI: 10.1016/0166-3097(86)90019-2.
- Bulent, Y., Yusuf, I., & Paki, T. (2009). Thermal insulation enhancement in concretes by adding waste PET and rubber pieces. *Construction and Building Materials*, 23(5), 1878-1882, DOI:10.1016/j.conbuildmat.2008.09.014.
- Cantanhede, A., & Monge, G. (2002). *Estado del arte del manejo de llantas usadas en las ameritas, Lima, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. División de Salud y Ambiente*. Lima: Organización Panamericana de Salud. Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud.
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Díaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel mundial. *Revista Ingeniería Ambiental*, 10(17), 111-124, DOI: <http://dx.doi.org/10.16925/in.v9i17.811>.
- Chitsan, L., Chun-Lan, H., & Chien-Chuan, S. (2008). Recycling waste tire powder for the recovery of oil spills. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(10), 1162-1166, DOI: 10.1016/j.resconrec.2008.06.003.
- Colin, A. C. (1990). Energy recovery from burning municipal solid wastes: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 4, 77-103, DOI: 10.1016/0921-3449(90)90035-3.
- Conesa, J. A., Gálvez, A., Mateos, F., Martín-Gullón, I., & Font, R. (2008). Organic and inorganic pollutants from

- cement kiln stack feeding alternative fuels. *Journal of Hazardous Materials*, 158(2-3), 585-592, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.01.116.
- Convenio 397 de 2009 Subdirección Ambiental (2011). Red de Monitoreo Ambiental en la Cuenca Hidrográfica del Río Aburrá en Jurisdicción del Área Metropolitana - Fase III (p. 191). Medellín: Red Río Aburrá Medellín, Área Metropolitana.
- Benjumea-Hoyos, C. A., Arango, G. A., Barros-Martínez, J. F., Vallejo-Giraldo, L. E., Arroyave-Maya, M. P., Gutiérrez, M. E., Villegas-Palacio, J. C., Montoya-Jaramillo, L. J., Botero-Hernández, B. A., Ríos-Arango, J. A., & Benjumea-Hernández, M. (2012). *Actualización del estado del arte del recurso hídrico en el departamento de Antioquia 2010-2012*. Antioquia, Colombia: Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia.
- Decreto 1594 del 26 de junio de 1984. Por el cual se reglamenta parcialmente el título I de la ley 9 de 1979, así como el capítulo II del título VI – parte II – libro II y el título III de la parte III – libro I – del decreto 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos sólidos, Colombia.
- Dinius, S. H. (1987). Design of an index of water quality. *Water Resources Bullying*, 23(5), 833-842, DOI: 10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x.
- Edward, L. K., Mui, W. H., & Cheung, G. M. (2010). Tyre char preparation from waste tyre rubber for dye removal from effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 151-158, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.142.
- EPM (1988). *Cuenca quebrada Piedras Blancas: estudio geomorfológico*. Medellín: Empresas Públicas de Medellín.
- Fei, L., Fang, H., Wei, C., Baoshan, X., & Lingyan, Z. (2011). Sorption of apolar and polar organic contaminants by waste tyre rubber and its chars in single- and bi-solute systems. *Environmental Pollution*, 159(4), 850-857, DOI: 10.1016/j.envpol.2011.01.002.
- Fernández, N., & Solano, F. (2005). *Índices de calidad y de contaminación del Agua*. Pamplona: Universidad de Pamplona.
- Gupta, V. K., Gupta, B., Arshi, R., Shilpi, A., & Arunima, N. (2011). Pesticides removal from waste water by activated carbon prepared from waste rubber tire. *Water Research*, 45(13), 4047-4055, DOI:10.1016/j.watres.2011.05.016.
- IDEAM (2013). *Hoja metodológica del indicador índice de calidad del agua (versión 1,00)*. Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia, *Indicadores de Calidad del agua superficial* (10 p.). Medellín: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Instituto Mi Río (1995). *Cuenca de la quebrada Piedras Blancas, corregimiento Santa Elena: levantamiento integrado de cuencas hidrográficas del municipio de Medellín*. Medellín: Instituto Mi Río Medellín.
- Marek, S. (2009). Conversion of waste rubber to the mixture of hydrocarbons in the reactor with molten metal. *Energy Conversion and Management*, 50(7), 1739-1745, DOI: 10.1016/j.enconman.2009.03.014.
- Morten, B. L., Morten, L. H., Peter, G., Lars, S. J., Kim, D., & Flemming, F. (2007). Kinetics of tyre char oxidation under combustion conditions. *Fuel*, 86(15), 2343-2350, DOI: 10.1016/j.fuel.2007.01.018.
- Oguzhan, D., Bahattin, Ç., & Bülent, Ö. (2012). The effect of tire derived fuel/diesel fuel blends utilization on diesel engine performance and emissions. *Fuel*, 95, 340-346, DOI: 10.1016/j.fuel.2011.12.033.
- Pawan, R. S., Pratima, S., Chirika, S. T., & Pradeep, K. B. (2008). Studies on potential emission of hazardous gases due to uncontrolled open-air burning of waste vehicle tyres and their possible impacts on the environment. *Atmospheric Environment*, 42(26), 6555-6559, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.013.
- Posada, G. J., Roldan, P. G., & Ramirez, J. J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(1), 59-70.
- Prashant, R., Sarin, M. M., Rengarajan, R., & Darshan, S. (2011). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from post-harvest biomass burning emissions in the Indo-Gangetic Plain: Isomer ratios and temporal trends. *Atmospheric Environment*, 45(37), 6732-6740, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.08.018.
- Renan, C. E., & Fukuya, L. (2010). Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*, 80(3), 193-207, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.03.057.
- Resolución núm. 1457 del 29 de julio de 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia.
- Resolución núm. 4305 del 01 de agosto de 2001. Por el cual se acoge el protocolo para toma y preservación de muestras de agua. Director General de la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia), Colombia.
- Rowley, A. G., Husband, F. M., & Cunningham, A. B. (1984). Mechanisms of metal adsorption from aqueous solutions by waste tyre rubber. *Water Research*, 15(8), 981-984, DOI: 10.1016/0043-1354(84)90248-3.
- Roy, R. G. (2005). Beneficial reuses of scrap tires in hydraulic engineering. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 5, 183-215, DOI: 10.1007/b11436.
- Samboni, R. E., Carvajal, E. Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181.
- Search, W. J., & Ctvrtnicek, T. E. (1976). Resource recovery systems for non-recappable rubber tires. *Resource Recovery and Conservation*. 2(2), 159-170, DOI: 10.1016/0304-3967(76)90006-8.
- Shu, L. Z., Zhen, X. X., Zhen, X. X., Kaushik, P., & Jin, K. K. (2010). Prediction of mechanical properties of polypropylene/waste ground rubber tire powder treated by bitumen composites via uniform design and artificial

- neural networks. *Materials & Design*, 31(4), 1900-1905, DOI: 10.1016/j.matdes.2009.10.057.
- Shulan, Z., Tuoliang, H., & Lian, D. (2011). Effects of crumb rubber waste as a soil conditioner on the nematode assemblage in a turfgrass soil. *Applied Soil Ecology*, 49, 94-98, DOI: 10.1016/j.apsoil.2011.06.011.
- Tingting, Z., Heidelore, F., Gang, Y., Solorzano, O., Carroll, W. J., Brian, K., Stellan, M., & Abderrahmane, T. (2011). Emissions of unintentional persistent organic pollutants from open burning of municipal solid waste from developing countries. *Chemosphere*, 84(7), 994-1001, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.04.070.
- Turner, W. D. (1985). Energy recovery from mass burning of refuse in water walled incinerators. *Energy*, 10(1), 41-56, DOI: 10.1016/0360-5442(85)90018-0.
- Van de Lindt, J. W., Carraro, J. A. H., Heyliger, P. R., & Choi, C. (2008). Application and feasibility of coal fly ash and scrap tire fiber as wood wall insulation supplements in residential buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(10), 1235-1240, DOI: 10.1016/j.resconrec.2008.07.004.
- Weidong, C. (2007). Study on properties of recycled tire rubber modified asphalt mixtures using dry process. *Construction and Building Materials*, 21(5), 1011-1015, DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2006.02.004.
- Wilcke, W., Krauss, M., Safronov, G., Fokin, A. D., & Kaupenjohann, M. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils of the Moscow Region. Concentrations, temporal trends and small scale distribution. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1581-1590, DOI: 10.2134/jeq2005.0005.
- Wilcke, W. (2007) Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141, 157-166, DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.07.007.
- Zhendi, W., Lambert, K., Li, P., & Chun, Y. (2007), Identification, characterization and quantitation of pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons and other organic compounds in tire fire products. *Journal of Chromatography A*, 1139(1,12), 14-26, DOI: 10.1016/j.chroma.2006.10.085.

Dirección institucional de los autores

Dra. Alba N. Ardila A.
M.C. Erasmo Arriola V.

Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid
Grupo de Investigación en Catálisis Ambiental y Energías Renovables (CAMER)
Carrera 48 núm. 7-151
Apartado Aéreo 4932 Medellín, COLOMBIA
Teléfono: +57 (4) 3197 900
anardila@elpoli.edu.co
erasmoarriola@elpoli.edu.co



Isla de Janitzio, Michoacán, México.

Foto tomada desde dron operado por Jorge Flores Velázquez.

Eficiencia del uso del agua de un viñedo y su relación con porosidad del suelo

• Aarón I. Melendres • Alejandro Zermeño* • Homero Ramírez •
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, México

*Autor para correspondencia

• José Omar Cárdenas •
Palau Bioquím S.A. de C.V.

• Martín Cadena •
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, México

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-04

Resumen

Melendres, A. I., Zermeño, A., Ramírez, H., Cárdenas, J. O., & Cadena, M. (septiembre-octubre, 2017). Eficiencia del uso del agua de un viñedo y su relación con porosidad del suelo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 57-69.

El objetivo del estudio fue determinar el efecto de la capacidad de retención de humedad del suelo debido a la porosidad (η) y su relación con la eficiencia intrínseca del uso del agua (EF_i) y la productividad marginal del agua (PMA) de una plantación de vid (*Vitis vinifera* L.) cv Shiraz. El estudio se realizó en dos viñedos de diferente porosidad en la Vinícola San Lorenzo, Parras, Coahuila, en el ciclo de producción marzo-septiembre de 2014. La η se determinó por medio de la densidad aparente y de partículas. Los cambios en la humedad del suelo se midieron con sondas TDR en cada plantación y la EF_i con determinaciones de asimilación de CO_2 y tasa de evapotranspiración colocando un sistema Eddy en cada plantación. La porosidad de una de las plantaciones fue $0.385 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (mayor porosidad) y la otra $0.306 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, que correspondió a una diferencia de 25.82%. La diferencia en la porosidad del suelo significó una notable diferencia en el contenido volumétrico de agua del suelo, que resultó en una mayor tasa de evapotranspiración y de asimilación de bióxido de carbono por el cultivo. La mayor disponibilidad de agua en el suelo no tuvo efecto en la eficiencia intrínseca del uso del agua, sin embargo, la productividad marginal del agua fue, en promedio, 24.64% mayor en el viñedo de mayor porosidad a través de las etapas de desarrollo de las plantas.

Palabras clave: covarianza Eddy, evapotranspiración, fotosíntesis.

Abstract

Melendres, A. I., Zermeño, A., Ramírez, H., Cárdenas, J. O., & Cadena, M. (September-October, 2017). Water use efficiency in a vineyard and its relationship with soil porosity. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 57-69.

The objective of this study was to determine the effect of the water-holding capacity of soil given its porosity (η), and its relationship with the intrinsic water-use efficiency (WUE_i) and the marginal productivity of the water (MPW), in a vineyard planted with *Vitis vinifera* L. (Shiraz variety). This study was conducted in two vineyards having different soil porosity, on land belonging to the San Lorenzo wine company in Parras, Coahuila during the March-September growing cycle, 2014. The η was calculated based on the bulk and particle density. Changes in the soil's water content were evaluated at each vineyard using TDR probes, and the WUE_i was determined based on CO_2 assimilation and evapotranspiration rates, with an Eddy system in each vineyard. The soil porosity reached $0.385 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (highest value) in one of the vineyards and $0.306 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ in the other, which corresponded to a difference of 25.82%. This difference in soil porosity indicates a large difference in the volumetric soil water content, resulting in higher evapotranspiration and CO_2 assimilation rates. The highest water availability did not affect the intrinsic water-use efficiency. And throughout the growing stages of the plants, the marginal productivity of the water was on average 24.64% higher in the vineyard that had more soil porosity.

Keywords: Eddy Covariance, evapotranspiration, photosynthesis.

Recibido: 12/11/2015
Aceptado: 28/03/2017

Introducción

El contenido de agua en el suelo determina el grado de crecimiento de las plantas y el rendimiento de los cultivos. Una óptima programación de la irrigación requiere mediciones continuas del agua en el suelo (Poltoradnev, Ingwersen, & Streck, 2014). La distribución y proporción de los agregados del suelo inciden en las características físicas y químicas del suelo, porosidad y crecimiento del sistema radicular (Lipiec et al., 2007). Los cambios en la humedad de perfil superior del suelo dependen de la tasa de evapotranspiración de las plantas (función de las condiciones climáticas) y de las propiedades hidráulicas del suelo (Martínez-García, Pachepsky, & Vereecken, 2014).

La porosidad del suelo es un factor importante en la infiltración, conductividad hidráulica y retención de agua. Bruschi-Gonçalves et al. (2010), y Hongshuo, Rogers y Munroe, (2015) describen la densidad aparente del suelo como unas de las principales propiedades que influyen en las variaciones espaciales de la humedad del suelo. Holland & Biswas (2015) reportaron que las propiedades físicas del suelo que tienen un mayor efecto en la retención de agua del suelo en una plantación de vid fueron el contenido de arcilla y la densidad aparente del suelo.

El intercambio de bióxido de carbono y vapor de agua entre las hojas de las plantas y la atmósfera es regulado por los estomas; la relación de estos flujos determina la eficiencia intrínseca del uso del agua (EF_i) y la productividad de las plantas (Lawson & Blatt, 2014).

El balance de flujos de vapor de agua y bióxido de carbono depende de las repuestas de los estomas a los cambios del ambiente y la sincronía de éstos con el mesófilo para la demanda de CO_2 (Lawson & Blatt, 2014; McAdam & Brodribb, 2014; Wang, Hills, & Blatt, 2014; Xu, Li, Shao, Xu, & Nugroho, 2014; Li et al., 2015).

La EF_i (definida como la cantidad de carbono fijado en la fotosíntesis por unidad de agua transpirada) (Ago et al., 2014; Lawson & Blatt, 2014) es usada como un indicador de la habilidad de las plantas para adaptarse al

déficit hídrico en regiones semiáridas (Song, Zhu, Yan, Li, & Yu, 2015). Sun, Yan, Kang y Ma (2013) mencionan que la eficiencia intrínseca del uso del agua se puede incrementar con el cierre estomático.

Li et al. (2015) evaluaron la EF_i de un cultivo de vid cv Merlot Noir bajo diferentes condiciones ambientales de una región de clima seco. Mientras que en un cultivo de manzana (*Malus domestica*) (cv Pacific Rose), Liu, Cheng, Ma, Zou y Liang (2012) evaluaron la relación entre la EF_i bajo diferentes programaciones de riego y déficit hídrico. También se han realizado mediciones de la EF_i en sabanas, bosques de clima templado, subtropical y de coníferas (Mahrt & Vickers, 2002; Scanlon & Albertson, 2004; Yu et al., 2007).

México tenía reportadas en 2014 más 29 000 hectáreas de cultivo de vid (SIAP, 2015), con una producción de vinos de un poco más de 39 millones de litros, teniendo un consumo per cápita de 0.53 litros (OIV, 2015). La industria mexicana la componen los estados de Baja California, como principal productor, Coahuila, Querétaro, Zacatecas, Guanajuato y Aguascalientes. En su conjunto ofrecen más de 350 etiquetas de vino (El Economista, 2013).

Dado que la porosidad del suelo influye en la capacidad de retención de agua y esto, a su vez, en la tasa de transpiración y fotosíntesis, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de la disponibilidad de agua en el suelo (por diferencias de porosidad) en la eficiencia intrínseca del uso del agua y su productividad marginal de un viñedo cv. Shiraz.

Materiales y métodos

Descripción del sitio de estudio

El estudio se realizó durante el ciclo de producción abril-septiembre de 2014, en una plantación de vid cv Shiraz de siete años de edad, ubicada en la Vinícola San Lorenzo, Parras de la Fuente, Coahuila, México, a 25° 30' N, 102° 11' O, y 1 505 de altitud; el clima es seco semiárido, con temperaturas promedio de 14 a 18 °C,

precipitación promedio anual de 366 mm; los vientos dominantes son del este durante el ciclo de producción (INIFAP, 2015).

Para el estudio se delimitaron dos superficies de 5.2 ha (204 m en la dirección E-O, por 256 m dirección N-S) de diferente textura de suelo y distinta porosidad. Las plantas están alineadas en la dirección norte-sur, a 1.5 m entre plantas y 2.5 m entre hileras, en una densidad de 2 620 plantas/ha. El riego en ambas secciones del viñedo se aplica por goteo diariamente (2 h), que para el gasto del emisor (2.1 LPH) y el ancho de mojado (40 cm) correspondió a una lámina de 7 mm. La altura máxima de plantas (etapa de floración) fue de 2 m. Cada superficie recibió el mismo manejo agronómico (riego, poda, fertilización y control fitosanitario) de acuerdo con las normas establecidas por la Vinícola San Lorenzo.

Características físicas y químicas del suelo del área de estudio

Las características físicas y químicas del suelo se obtuvieron del promedio de cinco muestras de la parte central de cada superficie. Las propiedades químicas determinadas fueron pH, CE, contenido de nitrógeno, fósforo, potasio y carbonatos totales. Las propiedades físicas fueron contenido de materia orgánica, arcilla, limo, arena, densidad aparente del suelo y densidad de partículas. La densidad aparente se determinó por el método del cilindro, utilizando una barrena de corazones, mientras que la densidad de partículas se obtuvo con el método del picnómetro. La porosidad del suelo (η) se estableció con los valores de densidad aparente (ρ_b) y densidad de partículas (ρ_s), con la siguiente relación:

$$\eta = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (1)$$

Mediciones e instrumentación

Las variaciones del contenido de agua en el suelo en cada sección (mayor y menor porosidad)

del viñedo se determinaron colocando dos sondas TDR: una en el perfil de 0 a 30 cm y la otra de 30 a 60 cm de profundidad del suelo en cada sección del viñedo. Las sondas de cada viñedo se conectaron a un datalogger CR1000 (Campbell Sci. Inc., Logan, Utah, EE.UU), para un registro continuo de datos cada 30 minutos a través del ciclo de producción. La diferencia estadística en contenido de humedad en las dos secciones se evaluó con la prueba no paramétrica de Wilcoxon ($\alpha \leq 0.05$).

Para determinar la eficiencia intrínseca del uso del agua de cada viñedo (mayor y menor porosidad), se obtuvo el flujo de calor sensible (H), calor latente (LE) y flujo de bióxido de carbono (F_{CO_2}) entre el viñedo y la atmósfera, instalando un sistema Eddy (con los sensores correspondientes) en la parte media del extremo oeste de cada viñedo. Las ecuaciones correspondientes de los flujos mencionados (Ham & Heilman, 2003) son:

$$H = \rho_a * Cp * (\overline{w' * Ts'}) - 0.51 * Ta * \frac{\rho_a * Cp * LE}{L} \quad (2)$$

$$LE = L * (\overline{w' * \rho'_{wv}}) \quad (3)$$

$$F_{CO_2} = \overline{w' * \rho'_{CO_2}} \quad (4)$$

Donde las unidades de H y LE son $W m^{-2}$ y las de F_{CO_2} son $\mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$; ρ_a , Cp y Ta son la densidad, capacidad calorífica y temperatura del aire, respectivamente ($kg m^{-3}$, $J kg^{-1} K^{-1}$, $^{\circ}C$); Ts , la temperatura sónica ($^{\circ}C$); ρ'_{wv} , la densidad del vapor de agua en el aire ($kg m^{-3}$); w , la velocidad vertical del viento (m/s); L , el calor de vaporización del agua ($J kg^{-1}$), y ρ_{CO_2} es la densidad de bióxido de carbono ($\mu mol m^{-3}$). Las variables con símbolo de prima significan desviaciones respecto a la media y la barra horizontal sobre dos variables denota la covarianza entre las mismas para un determinado segmento de tiempo (30 min).

La velocidad vertical del viento y la temperatura sónica se midieron con un anemómetro sónico tridimensional (CSI-CSAT3, Campbell,

Scientific, Inc., Logan, Utah, EUA); para obtener ρ_{wv} y ρ_{CO_2} se usó un analizador infrarrojo de bióxido de carbono y vapor de agua de sendero abierto (Open Path CO_2/H_2O analyzer, LI-7500. LI-COR, Lincon, Nebraska, EUA). La temperatura del aire (T_a) se midió a la misma altura que T_s , con un sensor de temperatura y humedad relativa (HP45C, Vaisala, Inc., Woburn, MA, EUA). Los sensores mencionados se montaron en un poste a 3 m de altura sobre la superficie del suelo (2 m sobre el dosel de las plantas) en el extremo oeste y al punto medio de las hileras de plantas de cada viñedo.

El anemómetro sónico tridimensional se orientó hacia el este, para que el viento tuviera por lo menos 200 m de contacto con la superficie vegetal en la dirección este-oeste y 125 m en la dirección norte-sur, antes del contacto con los sensores. Los vientos provenientes del oeste (que impactaban en la parte posterior del 3-D Sonic anemómetro) no se consideraron en las determinaciones de los flujos. La frecuencia de operación de los sensores fue 10 Hz y los flujos se obtuvieron en promedio de 30 min; los datos se almacenaron en el módulo de memoria de un datalogger CR1000 (Campbell, Scientific, Inc., Logan, Utah, EUA).

Para evaluar la precisión de las mediciones de los flujos se determinó el balance de energía sobre la superficie vegetal (Kim & Verma, 1990; Zermeño-González, 2007; Pardo, Sánchez, Pérez, & García, 2015) con la siguiente relación:

$$R_n = H + LE + G \quad (5)$$

Donde R_n es la radiación neta; H y LE ya fueron definidos, y G es el flujo de calor en la superficie del suelo. Las unidades de todas las variables son $W m^{-2}$. La R_n se midió con un radiómetro neto (modelo LITE, Keep and Zonen, Inc., Delft, Holanda), colocado a 1 m sobre el dosel de cada viñedo. El flujo de calor en la superficie del suelo (G) se obtuvo midiendo el flujo de calor a 0.08 m bajo la superficie del suelo al punto medio de una hilera de plantas y al centro de un pasillo de cada viñedo, con un transductor de calor (modelo HFT3, Campbell

Scientific, Inc., Logan, Utah, EUA), y sumando los cambios de temperatura del suelo sobre cada transductor (Kustas, Prueger, Hatfield, Ramalingam, & Hipps, 2000). El flujo de calor sensible (H) y latente (LE) se corrigieron por efecto de diferencia de densidad entre las masas de aire ascendentes y descendentes (Webb, Pearman, & Leuning, 1980). El flujo de CO_2 se corrigió con el mismo factor (Ham & Heilman, 2003).

El intercambio neto de bióxido de carbono (NEE) entre el dosel de cada viñedo y la atmósfera ($\mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$) se obtuvo con la siguiente relación (Martens et al., 2004):

$$NEE = F_{CO_2} + \frac{\Delta\rho_{CO_2}}{\Delta t} * Z \quad (6)$$

Donde F_{CO_2} es el flujo de bióxido de carbono medido con el método de la covarianza Eddy (ecuación (4)) (negativo hacia la superficie vegetal); $\Delta\rho_{CO_2}$, el cambio en la densidad de CO_2 medido a la altura Z ; Δt , el intervalo de tiempo (30 min); Z es la altura sobre la superficie del suelo a la que se realizan las mediciones de flujo (3 m).

La eficiencia intrínseca del uso del agua de cada plantación fue la relación entre la asimilación neta de bióxido de carbono (NEE) y la tasa de evapotranspiración ($Tasa_{ET}$):

$$EFi = \frac{NEE}{Tasa_{ET}} \quad (7)$$

La tasa de evapotranspiración se obtuvo dividiendo el flujo de calor latente (LE) por el calor de vaporización del agua (L). Los cambios en la humedad del suelo a través del ciclo de producción de cada viñedo se determinaron colocando sondas TDR (modelo CS616; Campbell, Scientific, Inc., Logan, Utah, EE.UU). Las mediciones se realizaron en los estratos de 0 a 30 y 30 a 60 cm de profundidad, al punto medio entre dos plantas, al centro de una de las hileras de cada viñedo (de diferente porosidad). Los datos se registraron continuamente a una frecuencia de media hora. Los registros de las sondas se calibraron con mediciones directas de humedad del suelo.

Para comparar la productividad del agua de los viñedos en las diferentes etapas de desarrollo, se determinó la productividad marginal del agua del ecosistema, que se definió como el incremento en la tasa de asimilación de bióxido de carbono por cada mol adicional de agua evapotranspirada a una preestablecida tasa de evapotranspiración.

Resultados y discusión

Propiedades químicas y físicas del suelo de los viñedos

Las propiedades físicas del suelo en ambas plantaciones (mayor y menor porosidad) muestran un pH moderadamente alcalino, un bajo contenido de sales (nitrógeno y fósforo), y contenido de carbonatos muy similar. El suelo del viñedo con menor porosidad tuvo 2.5% más potasio que el suelo con mayor porosidad (cuadro 1). Con relación a las propiedades físicas, se observó un contenido medio de materia orgánica del suelo en ambas superficies. El viñedo con mayor porosidad tuvo 25.82% más de contenido de poros y la densidad aparente fue 14.29% mayor, esto

debido a un mayor contenido de arcilla (cuadro 2). La densidad de partículas fue muy similar en ambos viñedos.

Contenido de agua en el suelo

Las diferencias en la porosidad del suelo tuvieron un marcado efecto en el contenido de agua a través de las diferentes etapas de desarrollo del cultivo. Las variaciones fueron muy marcadas en el perfil de 0 a 30 cm, mientras que en el de 30 a 60 cm no se notaron. Las plantas en el viñedo de mayor porosidad tuvieron mayor disponibilidad de agua durante todo el ciclo de crecimiento (figura 1), observándose también una menor variabilidad del contenido de humedad (promedios de media hora). Estudios previos han reportado que la capacidad de retención de agua del suelo está relacionada de manera directa con el contenido y tamaño de los poros (Tunc & Sahin, 2015), y que la porosidad del suelo es función del contenido de arcilla (Szymański, Skiba, Wojtuń, & Drewnik, 2015). En el cuadro 2 se muestra que la porosidad se asocia con un mayor contenido de arcilla y una menor densidad *aparente* del suelo.

Cuadro 1. Propiedades químicas del suelo de cada uno de los viñedos (con mayor y menor porosidad). Vinícola San Lorenzo, Parras, Coahuila, México.

Suelo	pH	CE (ds/m)	Nitrógeno (%)	Fósforo (kg/ha)	Potasio (kg/ha)	Carbonatos totales (%)
Mayor porosidad	8.57	1.01	0.10	67.32	524.7	43.67
Menor porosidad	8.28	0.98	0.10	60.21	537.30	41.0

Cuadro 2. Propiedades físicas del suelo de cada uno de los viñedos (con mayor y menor porosidad). Vinícola San Lorenzo, Parras, Coahuila, México.

Suelo	MO (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Textura	Densidad aparente (g/cm ³)	Densidad de partículas (g/cm ³)	Porosidad (%)
Mayor porosidad	1.98	50.0	26	24	Arcilla	1.26	2.048	0.385
Menor porosidad	2.01	46.40	31.20	22.40	Migajón-arcilloso	1.44	2.075	0.306

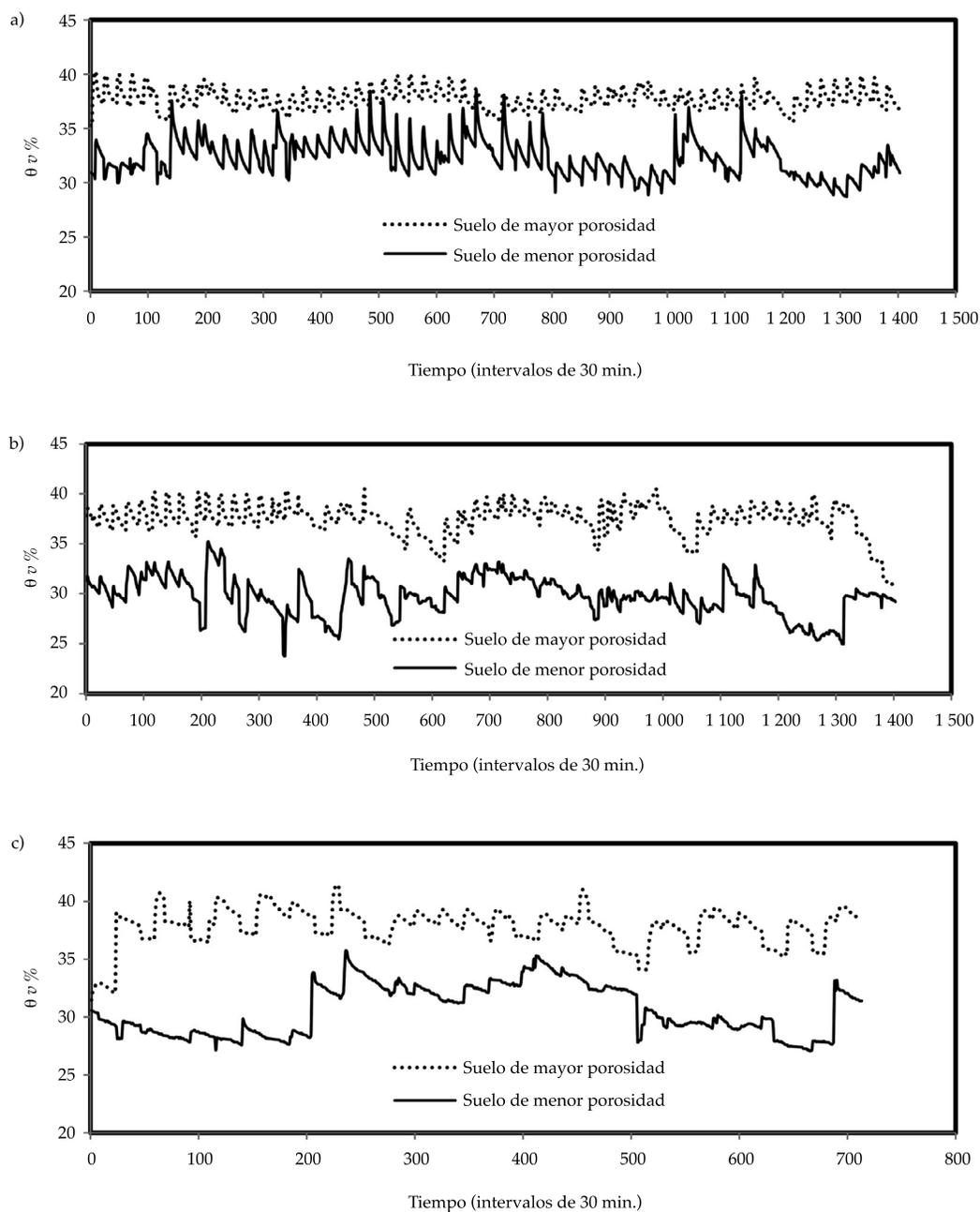


Figura 1. Cambios en la humedad del suelo en el perfil de 0 a 30 cm (promedios de 30 min) durante el ciclo de producción del viñedo (mayo-agosto de 2014): a) desarrollo vegetativo; b) floración, y c) fructificación, en dos viñedos (cv Shiraz) en suelo de diferente porosidad. Vinícola San Lorenzo, Parras, Coahuila, México.

El contenido volumétrico promedio de agua en el suelo durante el ciclo de producción (mayo-agosto) fue mayor (Wilcoxon $\alpha \leq 0.05$) en la plantación de mayor porosidad (cuadro 3). En promedio, el contenido de agua en el suelo

en el viñedo de mayor porosidad fue de 37.48% y en el de menor porosidad de 29.73%, lo que representó una diferencia de 26.07%. Una mayor disponibilidad de agua en el suelo para las plantas puede resultar en una tasa de transpiración

Cuadro 3. Valores promedio (segmentos de 30 min) de contenido de humedad volumétrico del suelo a través del ciclo de producción (mayo-agosto de 2014), de dos viñedos (cv Shiraz) con suelo de diferente porosidad. Vinícola San Lorenzo, Parras, Coahuila, México.

Mes	Suelo de mayor porosidad $\Theta_v\%$	Suelo de menor porosidad $\Theta_v\%$
Mayo	37.8 ^a	30.7 ^b
Junio	37.3 ^a	30.1 ^b
Julio	37.2 ^a	29.1 ^b
Agosto	37.6 ^a	29.0 ^b

Nota: medias con diferente letra (a, b) entre las columnas son estadísticamente diferentes (Wilcoxon 0.05).

y asimilación de bióxido de carbono más alta (Tagesson *et al.*, 2015). Estudios hechos en un cultivo de maíz y girasol por Béziat *et al.* (2013) reportaron tasas diarias de *ET* de hasta 5.1 y 5.6 mm, respectivamente, debido a una mayor capacidad de retención de agua del suelo por un alto contenido de arcilla. Para un bosque de *P. contorta*, Mitchell, Emanuel y McGlynn (2015) reportaron una tasa baja de *ET* (1.27 mm) para condiciones de sequía, y que dicha tasa aumenta en forma proporcional con el contenido de agua en el suelo. En un cultivo de vid (*Vitis vinifera* L.) en clima seco, la tasa de *ET* fue de 3.7 mm d⁻¹ en periodos de baja humedad y de hasta 4.8 mm d⁻¹ para alto contenido de agua en el suelo (Atroosh, Mukred, & Moustafa, 2013). También, Zhou, Zhou y Jia (2009) observaron que en un cultivo de carrizo (*Phragmites australis*), la humedad del suelo determinó la máxima tasa de fotosíntesis y de asimilación de bióxido de carbono. Para un bosque de eucalipto (*Eucalyptus delegatensis*), Keith, van Gorsel, Jacobsen y Cleugh (2012) encontraron que bajos contenidos de humedad del suelo del ecosistema afectan la tasa de fotosíntesis, así como en la vid; Flexas *et al.* (2010) observaron que la fotosíntesis es afectada por el cierre estomático debido a una baja humedad del suelo y que por lo común ocurre en las regiones vinícolas semiáridas.

Una tasa mayor de evapotranspiración y asimilación de bióxido de carbono, por una mayor disponibilidad de agua en el suelo, pueden afectar la eficiencia intrínseca del uso del agua del viñedo y la productividad marginal del agua.

Eficiencia intrínseca del uso del agua

La eficiencia intrínseca del uso del agua (EF_i) de un ecosistema vegetal se puede definir como la relación entre la tasa de asimilación neta de bióxido de carbono (*NEE*) y la tasa de evapotranspiración (*ET*) ocurriendo de forma simultánea (Zermeño-Gonzalez *et al.*, 2012; Ago *et al.*, 2014). En la figura 2 se muestra que esta relación corresponde a una parábola decreciente, cuando el *NEE* se grafica con valores negativos (indicando que el flujo de CO₂ es hacia el dosel). Estudios previos ya han mostrado tal relación (Li *et al.*, 2015; Yan *et al.*, 2015), dicha tendencia también implica que el *NEE* se incrementa (valores más negativos) a medida que la *ET* aumenta. Esto se debe a que a mayor apertura de los estomas, el flujo de vapor de agua desde las hojas hacia la atmósfera y el de bióxido de carbono de la atmósfera hacia las hojas aumenta (Gowik & Westhoff, 2011; Evans, 2013). Nótese que en el viñedo con mayor disponibilidad de agua en el suelo (por mayor porosidad), la asimilación neta de bióxido de carbono (*NEE*) fue mayor (valores más negativos), de igual forma que la tasa de evapotranspiración (escala mayor del eje x de las gráficas de la figura 2). Estudios previos también han reportado incrementos de la tasa de *ET* y de *NEE* con mayor contenido de agua en el suelo. Por ejemplo, Yan *et al.* (2015), en un pastizal, encontraron que el *NEE* alcanza su tasa máxima cuando el ecosistema presenta valores altos de humedad en el suelo; mientras que Rutledge *et al.* (2014) observaron

que durante la primavera (suelo con mayor humedad), la asimilación de bióxido de carbono del pasto *Lolium perenne* fue de 40 a 100% mayor que durante los periodos de sequía. Se puede advertir también que el flujo de vapor de agua del dosel a la atmósfera es de una escala de mil mayor que el flujo de bióxido de carbono de la atmósfera al dosel; esto se debe al mayor peso molecular del CO_2 , y que la resistencia interna de las hojas al flujo de CO_2 es mayor que la resistencia a la salida de vapor de agua (Jones, 1992; Nobel, 2009). Esto resulta en valores muy pequeños de la eficiencia intrínseca del uso del agua por los ecosistemas vegetales (Flexas et al., 2010; Gomes-Soares, Pereira-Tognella, Cuevas, & Medina, 2015).

La tasa mayor de NEE y ET se observó en las etapas vegetativa y de floración (fases de mayor desarrollo foliar) en ambos viñedos (figura 2). Otros estudios en diferentes tipos de vegetación y en otros viñedos también han reportado tasas mayores de flujos de vapor de agua y bióxido de carbono en las etapas vegetativas y de floración (Li et al., 2015; Zhang et al., 2014).

Debido a que la relación entre NEE y la tasa de ET es no lineal para evaluar la EF_i , que es la relación entre ambas (NEE/ET), es necesario definir una tasa de ET . Para los resultados de este estudio (figura 2) y para analizar la EF_i en las diferentes etapas de desarrollo, en cada viñedo (de mayor y menor porosidad), se estableció una tasa de ET de $6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. En los valores del cuadro 4 se muestra que la EF_i fue muy similar en la etapa vegetativa y de floración en ambos viñedos, y que en la etapa de fructificación se tuvo una notable reducción, más notable en el viñedo con mayor porosidad (cuadro 4). Esto probablemente ocurrió porque las hojas jóvenes en las etapas tempranas tienen mayor capacidad de asimilación de bióxido de carbono por un mayor contenido de pigmentos de clorofila (Yamori & von Caemmerer, 2009; Raines, 2011), y que las hojas adultas tuvieron menor fijación de CO_2 por una reducción del contenido de pigmentos de clorofila (Shimoda, Murayama, Mo, & Oikawa, 2009; Zhou et al., 2009; Keith et al., 2012). La mayor disponibilidad

de agua en el suelo por una mayor porosidad no se reflejó en una EF_i más alta debido a que al aumentar la tasa de asimilación de CO_2 también se incrementa la tasa de transpiración (Shimoda et al., 2009; Strilesky & Humphreys, 2012).

La productividad marginal del agua (PMA) de los viñedos a través de las etapas de desarrollo de las plantas se evaluó derivando las funciones de NEE contra la ET , que se muestran en la figura 2. En la figura 3 se observa que para una tasa de ET mayor de $4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, la PMA fue mayor (valores más negativos) en el viñedo de mayor disponibilidad de agua en el suelo (por mayor porosidad) en las tres etapas de desarrollo. Por ejemplo, para la misma tasa de ET de $6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ que se usó para determinar la eficiencia intrínseca del uso del agua, la PMA fue mayor en las plantas del viñedo con mayor contenido de agua en el suelo (mayor porosidad) en las tres etapas de desarrollo (figura 3). La PMA fue mayor en la etapa vegetativa (hojas más jóvenes) en ambos viñedos; en el de mayor porosidad fue $-1.408 \text{ } \mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ y $-1.126 \text{ } \mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ en el de menor porosidad, que correspondió a una diferencia de 31.44%. En promedio, para las tres etapas de desarrollo, la PMA del agua de las plantas del viñedo con mayor porosidad (contenido más alto de agua en el suelo) fue 24.64% mayor. Estudios desarrollados por Rogiers y Clarke (2013) también identificaron que en un cultivo de vid cv Shiraz, la eficiencia del uso del agua en la etapa vegetativa fue mayor bajo condiciones de más contenido de agua en el suelo. De igual forma, Pagay (2016) menciona que en un estudio en vid cv Tempranillo, donde evaluaron riego deficitario, la eficiencia del uso del agua fue mayor bajo condiciones de riego óptimo, que la observada en condiciones de riego limitado.

Sin embargo, para valores bajos de la tasa de ET (menor de $4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), la PMA fue mayor en el viñedo de menor disponibilidad de agua en el suelo, esto se debe a que el cierre parcial de los estomas por una menor disponibilidad de agua en el suelo tiene un mayor impacto en la reducción del flujo de vapor de agua desde el interior de las hojas hacia la atmósfera que

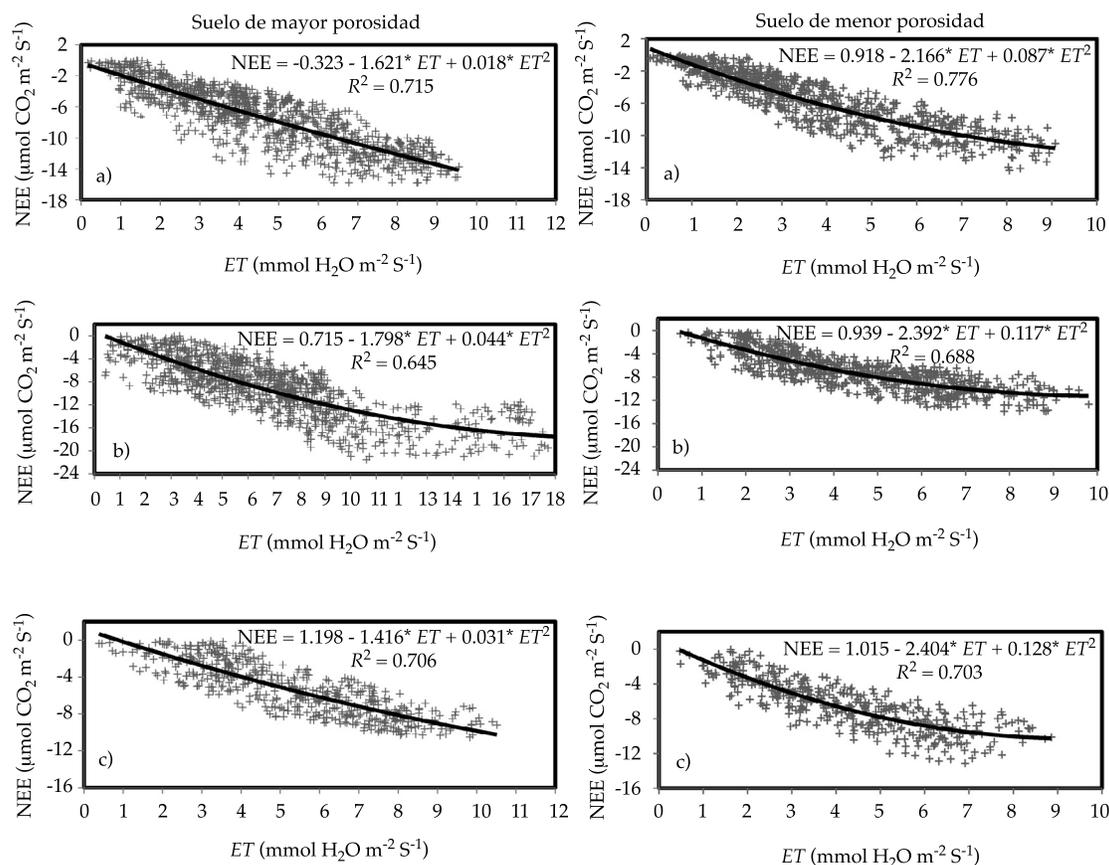


Figura 2. Relación entre la tasa de intercambio neto de bióxido de carbono (*NEE*) y la tasa de evapotranspiración (*ET*) a través de la etapa vegetativa (a), de floración (b) y de fructificación (c) en dos viñedos (cv Shiraz) de diferente porosidad del suelo. Vinícola San Lorenzo, Parras de la fuente, Coahuila, México, año de producción: 2014.

Cuadro 4. Eficiencia intrínseca del uso del agua a una tasa de evapotranspiración de 6 mmol m⁻² s⁻¹ en tres etapas de desarrollo de las plantas en dos viñedos de diferente porosidad. Vinícola, San Lorenzo, Parras, Coahuila, México, año de producción: 2014.

Etapa de desarrollo	Mayor porosidad (μmol CO ₂ /mmol H ₂ O)	Menor porosidad (μmol CO ₂ /mmol H ₂ O)
Vegetativa	-1.036	-0.948
Floración	-0.961	-1.009
Fructificación	-0.693	-0.967

en la circulación del bióxido de carbono de la atmósfera hacia el interior de las hojas debido a una mayor resistencia estomática al flujo del CO₂ que al flujo del vapor de agua (Jones, 1992; Nobel, 2009), resultando en un valor mayor de la PMA.

Conclusiones

El viñedo con mayor porosidad tuvo una mayor disponibilidad de agua en el suelo durante el ciclo de crecimiento, que resultó en una mayor tasa de evapotranspiración y de

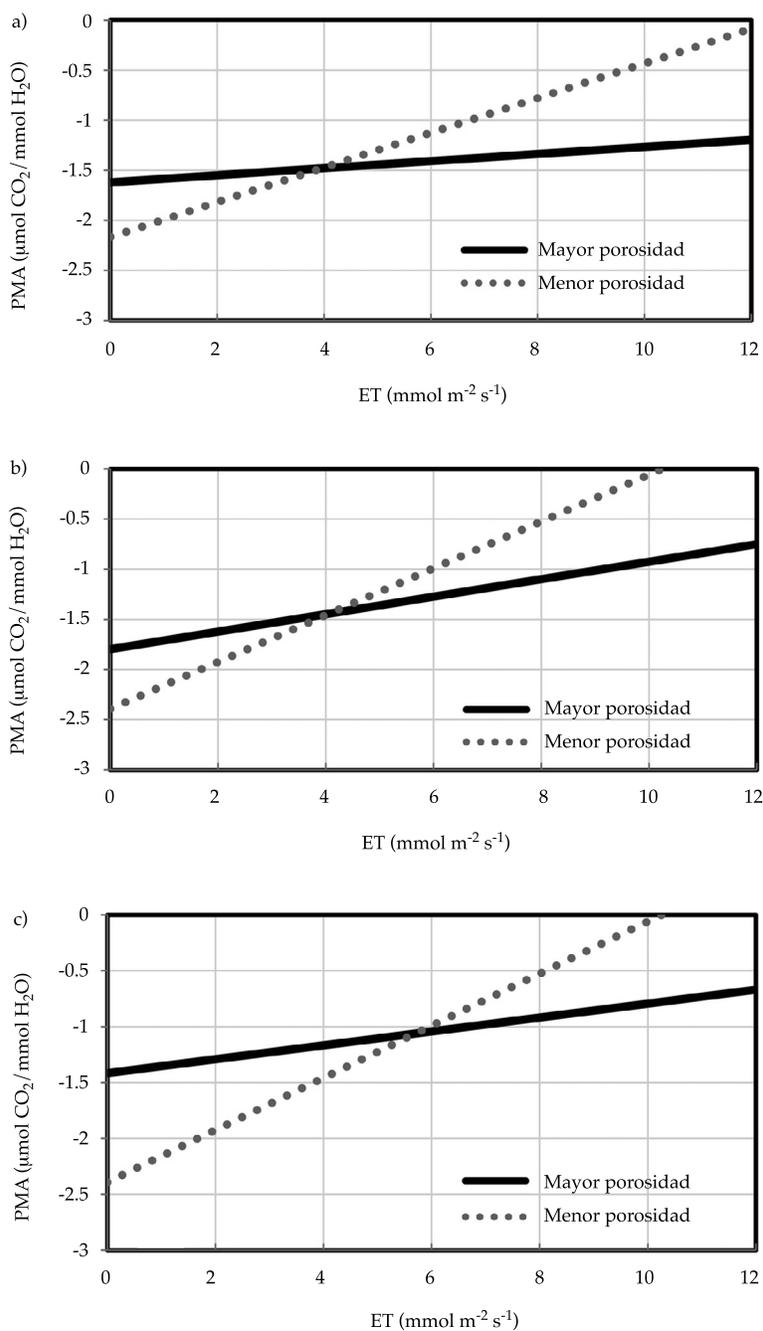


Figura 3. Productividad marginal del agua (PMA) en función de la tasa de evapotranspiración a través de la etapa vegetativa (a), de floración (b) y de fructificación (c) en dos viñedos con diferente porosidad del suelo. Viñícola San Lorenzo, año de producción: 2014.

asimilación de bióxido de carbono, pero que no tuvo efecto en la eficiencia intrínseca del uso del agua (EF_i). Sin embargo, la productividad marginal del agua para la misma tasa de

evapotranspiración a la que se determinó la EF_i fue mayor en el viñedo con mayor porosidad a través de las diferentes etapas de desarrollo de las plantas.

Referencias

- Ago, E. E., Agbossou, E. K., Galle, S., Cohard, J. M., Heinesch, B., & Aubinet, M. (2014). Long term observations of carbon dioxide exchange over cultivated savanna under a Sudanian climate in Benin (West Africa). *Agric. For. Meteorol.*, 197, 13-25.
- Atroosh, K. B., Mukred, A. W. O., & Moustafa, A. T. (2013). Water requirement of grape (*Vitis vinifera*) in the Northern Highlands of Yemen. *J. Agric. Sci.*, 5(4), 136-145.
- Béziat, P., Rivalland, V., Tallec, T., Jarosz, N., Boulet, G., Gentine, P., & Ceschia, E. (2013). Evaluation of a simple approach for crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species. *Agric. For. Meteorol.*, 177, 46-56.
- Bruschi-Gonçalves, R. A., Gloaguen, T. V., Folegatti, M. V., Libardi, P. L., Lucas, Y., & Montes, C. R. (2010). Pore size distribution in soils irrigated with sodic water and wastewater. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 34(3), 701-707.
- El Economista (2013). El vino en México. *El Economista*. Fecha de consulta 16 de octubre del 2015. Recuperado de <http://eleconomista.com.mx/entretenimiento/2013/06/03/vino-mexico>.
- Evans, J. R. (2013). Improving photosynthesis. *Plant Physiology*, 162(4), 1780-1793.
- Flexas, J., Galmés, J., Gallé, A., Gulías, J., Pou, A., Ribas-Carbo, M., Tomas, M., & Medrano, H. (2010). Improving water use efficiency in grapevines: Potential physiological targets for biotechnological improvement. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 16, 106-121.
- Gomes-Soares, M. L., Pereira-Tognella, M. M., Cuevas, E., & Medina, E. (2015). Photosynthetic capacity and intrinsic water-use efficiency of rhizophora mangle at its southernmost western Atlantic range. *Photosynthetica*, 53(3), 464-470.
- Gowik, U., & Westhoff, P. (2011). The path from C3 to C4 photosynthesis. *Plant Physiology*, 155(1), 56-63.
- Ham, J. M., & Heilman J. L. (2003). Experimental test of density and energy-balance corrections on carbon dioxide flux as measured using open-path eddy covariance. *Agron. J.*, 95(6), 1393-1403.
- Holland, J. E., & Biswas, A. (2015). Predicting the mobile water content of vineyard soils in New South Wales, Australia. *Agric. Water Manag.*, 148, 34-42.
- Hongshuo W., Rogers, J. C., & Munroe, D. K. (2015). Commonly used drought indices as indicators of soil moisture in China. *J. Hydrometeorol.*, 16, 1397-1408.
- INIFAP (2015). Fecha de consulta 03 de septiembre de 2015. Recuperado de <http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/est.aspx?est=26796>.
- Jones, H. G. (1992). *Plants and microclimate* (428 pp.) (2nd. ed.). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Keith, H., van Gorsel, E., Jacobsen, K. L., & Cleugh, H. a. (2012). Dynamics of carbon exchange in a *Eucalyptus* forest in response to interacting disturbance factors. *Agric. For. Meteorol.*, 153, 67-81.
- Kim, J., & Verma, S. B. (1990). Components of the surface energy balance in a temperate grassland ecosystem. *Boundary-Layer Meteorol.*, 51(4), 401-417.
- Kustas, W. P., Prueger, J. H., Hatfield, J. L., Ramalingam, K., & Hippias, L. E. (2000). Variability in soil heat flux from a mesquite dune site. *Agric. For. Meteorol.*, 103(3), 249-264.
- Lawson, T., & Blatt, M. R. (2014). Stomatal size, speed, and responsiveness impact on photosynthesis and water use efficiency. *Plant Physiol.*, 164(4), 1556-1570.
- Li, S., Kang, S., Zhang, L., Du, T., Tong, L., Ding, R., & Xiao, H. (2015). Ecosystem water use efficiency for a sparse vineyard in arid northwest China. *Agric. Water Manag.*, 148, 24-33.
- Lipiec, J., Walczak, R., Witkowska-Walczak, B., Nosalewicz, A., Słowińska-Jurkiewicz, A., & Sławiński, C. (2007). The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt loam soils of different genesis. *Soil Tillage Res.*, 97(2), 239-246.
- Liu, B., Cheng, L., Ma, F., Zou, Y., & Liang, D. (2012). Growth, biomass allocation, and water use efficiency of 31 apple cultivars grown under two water regimes. *Agrofor. Syst.*, 84(2), 117-129.
- Mahrt, L., & Vickers, D. (2002). Relationship of area-averaged carbon dioxide and water vapour fluxes to atmospheric variables. *Agric. For. Meteorol.*, 112, 195-202.
- Martens, C. S., Shay, T. J., Mendlovitz, H. P., Matross, D. M., Saleska, S. R., Wofsy, S. C., Woodward, W. S., Menton, M. C., De Moura, J. M. S., Crill, P. M., De Moraes, O. L. L., & Lima, R. L. (2004). Radon fluxes in tropical forest ecosystems of Brazilian Amazonia: Night-time CO₂ net ecosystem exchange derived from radon and eddy covariance methods. *Glob. Chang. Biol.*, 10(5), 618-629.
- Martínez-García, G., Pachepsky, Y., & Vereecken, H. (2014). Effect of soil hydraulic properties on the relationship between the spatial mean and variability of soil moisture. *J. Hydrol.*, 516, 154-160.
- McAdam, S. M., & Brodrigg, T. J. (2014). Separating active and passive influences on stomatal control of transpiration. *Plant Physiology*, 164(4), 1578-1586.
- Mitchell, S. R., Emanuel, R. E., & McGlynn, B. L. (2015). Land-atmosphere carbon and water flux relationships to vapor pressure deficit, soil moisture, and stream flow. *Agric. For. Meteorol.*, 208, 108-117.
- Nobel, P. S. (2009). *Physicochemical and environmental plant physiology*. Boston: Academic Press.
- OIV (2015). *World Vitiviniculture Situation*. Organización Internacional de la Viña y el Vino. Maniz, Alemania, julio de 2015.
- Pagay, V. (2016). Effects of irrigation regime on canopy water use and dry matter production of Tempranillo'

- grapevines in the semi-arid climate of Southern Oregon, USA. *Agricultural Water Management*, 178, 271-280.
- Pardo, N., Sánchez, M. L., Pérez, I. A., & García, M. A. (2015). Energy balance and partitioning over a rotating rapeseed crop. *Agric. Water Manag.*, 161, 31-40.
- Poltoradnev, M., Ingwersen, J., & Streck, T. (2014). Calibration and application of aquaflex TDT Soil water probes to measure the soil water dynamics of agricultural topsoil in southwest Germany. *Irrig. Drain Eng.*, 141(6), 401-407.
- Raines, C. A. (2011). Increasing photosynthetic carbon assimilation in C3 plants to improve crop yield: Current and future strategies. *Plant Physiology*, 155(1), 36-42.
- Rogiers, S. Y., & Clarke, S. J. (2013). Nocturnal and daytime stomatal conductance respond to root-zone temperature in 'Shiraz' grapevines. *Annals of Botany*, 111, 433-444.
- Rutledge, S., Mudge, P. L., Wallace, D. F., Campbell, D. I., Woodward, S. L., Wall, A. M., & Schipper, L. A. (2014). CO₂ emissions following cultivation of a temperate permanent pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 184, 21-33.
- Scanlon, M. T., & Albertson, J. D. (2004). Canopy scale measurements of CO₂ and water vapor exchange along a precipitation gradient in southern Africa. *Glob. Chang. Biol.*, 10, 329-341.
- Shimoda, S., Murayama, S., Mo, W., & Oikawa, T. (2009). Seasonal contribution of C3 and C4 species to ecosystem respiration and photosynthesis estimated from isotopic measurements of atmospheric CO₂ at a grassland in Japan. *Agric. For. Meteorol.*, 149(3-4), 603-613.
- SIAP (2015). *Servicio de información agroalimentaria y pesquera*. Fecha de consulta: 16 de octubre de 2015. Recuperado de <http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-cultivo/>.
- Song, L., Zhu, J., Yan, Q., Li, M., & Yu, G. (2015). Comparison of intrinsic water use efficiency between different aged *Pinus sylvestris* var. Mongolic wide windbreaks in semiarid sandy land of northern China. *Agrofor. Syst.*, 89(3), 477-489.
- Strilesky, S. L., & Humphreys, E. R. (2012). A comparison of the net ecosystem exchange of carbon dioxide and evapotranspiration for treed and open portions of a temperate peatland. *Agric. For. Meteorol.*, 153, 45-53.
- Sun, X. P., Yan, H. L., Kang, X. Y., & Ma, F. W. (2013). Growth, gas exchange, and water-use efficiency response of two young apple cultivars to drought stress in two scion-one rootstock grafting system. *Photosynthetica*, 51(3), 404-410.
- Szymański, W., Skiba, M., Wojtuń, B., & Drewnik, M. (2015). Soil properties, micromorphology, and mineralogy of Cryosols from sorted and unsorted patterned grounds in the Hornsund area, SW Spitsbergen. *Geoderma*, 253, 1-11.
- Tagesson, T., Fensholt, R., Cropley, F., Guiro, I., Horion, S., Ehammer, A., & Ardö, J. (2015). Dynamics in carbon exchange fluxes for a grazed semi-arid savanna ecosystem in West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 205, 15-24.
- Tunc, T., & Sahin, U. (2015). The changes in the physical and hydraulic properties of a loamy soil under irrigation with simpler-reclaimed wastewaters. *Agric. Water Manag.*, 158, 213-224.
- Wang, Y., Hills, A., & Blatt, M. R. (2014). Systems analysis of guard cell membrane transport for enhanced stomatal dynamics and water. *Plant Phytologist*, 164, 1593-1599.
- Webb, E. K., Pearman, G. I., & Leuning, R. (1980). Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapor transfer. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.*, 106(447), 85-100.
- Xu, Y., Li, W., Shao, X., Xu, Z., & Nugroho, P. (2014). Long-term trends in intrinsic water-use efficiency and growth of subtropical *Pinus tabulaeformis* carr. and *Pinus taiwanensis* Hayata in central China. *Journal of Soils and Sediments*, 14, 917-927.
- Yamori, W., & von Caemmerer, S. (2009). Effect of Rubisco activase deficiency on the temperature response of CO₂ assimilation rate and Rubisco activation state: Insights from transgenic tobacco with reduced amounts of Rubisco activase. *Plant Physiology*, 151(4), 2073-2082.
- Yan, W., Hu, Z., Zhao, Y., Zhang, X., Fan, Y., Shi, P., & Li, Y. (2015). Modeling net ecosystem carbon exchange of alpine grasslands with a satellite-driven model. *Plos One*, 200, 119-128.
- Yu, G., Song, X., Wang, Q., Liu, Y., Guan, D., Yan, J., & Wen, X. (2007). Water-use efficiency of forest ecosystems in eastern China and its relations to climatic variables. *New Phytologist*, 177(4), 927-937.
- Zermeño-González, A. (2007). Balance de energía sobre superficies vegetales y su aplicación en la agricultura. *Memorias del XVII Congreso Nacional de Ingeniería Agrícola*. Bermejillo, Durango, México, noviembre de 2007.
- Zermeño-González, A., Villalatoro-Moreno, S., Cortes-Bracho, J. J., Cadena-Zapata, M., Catalán-Valencia, E. A., García-Delgado, M. A., & Munguía-López, J. P. (2012). Estimación del intercambio neto de CO₂ en un cultivo de caña de azúcar durante el ciclo de plantilla. *Agrociencia*, 46, 579-591.
- Zhang, Q., Wang, S., Li, L., Inoue, M., Xiang, J., Qiu, G., & Jin, W. (2014). Effects of mulching and sub-surface irrigation on vine growth, berry sugar content and water use of grapevines. *Agric. For. Meteorol.*, 143, 1-8.
- Zhou, L., Zhou, G., & Jia, Q. (2009). Annual cycle of CO₂ exchange over a reed (*Phragmites australis*) wetland in Northeast China. *Aquatic Botany*, 91(2), 91-98.

Dirección institucional de los autores

M.C. Aaron Isain Melendres Alvarez
Dr. Alejandro Zermeño González

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
Departamento de Riego y Drenaje
Calzada Antonio Narro 1923
25315 Buenavista, Saltillo, Coahuila, México
Teléfonos: + 52 (844) 411 0353 y 411 0354
amelendres@uaaan.mx
azermeno@uaaan.mx

Dr. Homero Ramírez Rodríguez

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
Departamento de Horticultura
Calzada Antonio Narro 1923
25315 Buenavista, Saltillo, Coahuila, México
Teléfono: + 52 (844) 411 0353 y 411 0354
homero.ramirez@uaaan.mx

Dr. Martín Cadena Zapata

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
Departamento de Maquinaria Agrícola
Calzada Antonio Narro 1923
25315 Buenavista, Saltillo, Coahuila, México
Teléfonos: + 52 (844) 411 0353 y 411 0354
martincadena@uaaan.mx

M.C. José Omar Cárdenas Palomo

Palau Bioquim, S.A. de C.V.
Calle Salvador González Lobo 280, piso 2
Col. República Ote.
25280 Saltillo, Coahuila, México
Teléfono: + 52 (844) 416 4170, ext. 9
cardenasjomar@palaubioquim.com



Desembocadura de la rambla del Albuñón en el Mar Menor, Murcia, España.

Foto: José Luis García Aróstegui.

Modelo basado en redes neuronales artificiales para la evaluación de la calidad del agua en sistemas de cultivo extensivo de camarón

• José Juan Carbajal-Hernández* • Luis P. Sánchez-Fernández •
Instituto Politécnico Nacional, México

*Autor para correspondencia

• Ignacio Hernández-Bautista •
Instituto Tecnológico de León, México

• Jorge Hernández-López •
Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, México

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-05

Resumen

Carbajal-Hernández, J. J., Sánchez-Fernández, L. P., Hernández-Bautista, I., & Hernández-López, J. (septiembre-octubre, 2017). Modelo basado en redes neuronales artificiales para la evaluación de la calidad del agua en sistemas de cultivo extensivo de camarón. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 71-89.

El cultivo de especies acuícolas es una actividad comúnmente practicada alrededor del mundo. En México, el cultivo de camarón es una de las principales fuentes de ingresos en el área de la acuicultura. La calidad del agua es un factor relevante en el éxito del cultivo en granjas camaronícolas, por lo que su monitoreo resulta ser de vital importancia. Este estudio presenta un nuevo modelo computacional para la evaluación de la calidad del agua en granjas de cultivo extensivo para camarón *Litopenaeus vannamei*. Mediante el uso de las redes neuronales artificiales se creó un indicador de la calidad del agua, mismo que permite establecer una relación entre la dinámica de los parámetros del ecosistema y diferentes estados para el cultivo de la especie (excelente, bueno, regular y deficiente). Se seleccionaron cuatro parámetros medioambientales debido a su importancia en el hábitat: temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y salinidad. Los resultados obtenidos muestran un buen funcionamiento y eficiencia por parte del sistema propuesto, al compararlo con otros modelos de evaluación empleados para este fin. Las evaluaciones muestran a las RNA como una buena opción para la evaluación y detección de estados óptimos o no deseados para un buen manejo del agua en este tipo de cultivos.

Palabras clave: calidad del agua, redes neuronales, acuicultura, inteligencia artificial, camarón.

Abstract

Carbajal-Hernández, J. J., Sánchez-Fernández, L. P., Hernández-Bautista, I., & Hernández-López, J. (September-October, 2017). A model based on an artificial neural network for assessing water quality on large shrimp farms. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 71-89.

Aquaculture is a commonly practiced activity worldwide. In Mexico, shrimp represents a significant source of the income generated by aquaculture. Since the success of shrimp farming depends on good water quality, its monitoring is essential. This work presents a new computational model to assess the water quality of large shrimp ponds (*Litopenaeus vannamei*). An artificial neural network (ANN) was used to create a water quality index, with which a mathematical relationship can be established between the dynamics of environmental parameters and different water quality conditions (excellent, good, average, and poor). Four parameters that were important for the habitat were selected: temperature, dissolved oxygen, salinity, and pH. The results show that the proposed model performs well and efficiently, as compared to other evaluation models used for this purpose. The evaluations demonstrate that ANN is a good option for evaluating and detecting optimal and undesirable conditions, contributing to good water management for this type of farming.

Keywords: Water quality, artificial neural networks, aquaculture, shrimp.

Recibido: 18/09/2015
Aceptado: 25/04/2017

Introducción

El cultivo de camarón es una importante actividad económica que en la actualidad se practica en varios países del mundo. México es uno de los principales productores de camarón, localizándose la mayor parte de las granjas de cultivo en zonas costeras. Existen varias modalidades de cultivo de camarón: intensiva, semi-intensiva y extensiva; siendo esta última donde se enfoca este trabajo.

La producción de camarón se determina principalmente por la capacidad de maduración de organismo y por la capacidad de su hábitat, mismo que está sujeto a diferentes condiciones que permitan altas tasas de crecimiento y de reproducción (Casillas-Nolasco, García, Carrillo, & Páez, 2007). El análisis de la calidad del agua permite determinar la influencia que el medioambiente ejerce sobre la vida del camarón, permitiendo identificar situaciones desfavorables para el cultivo del organismo.

El adecuado manejo de la calidad del agua en sistemas de cultivo de camarón es una de las principales preocupaciones de los productores. Los parámetros medioambientales involucrados en el ecosistema son medidos y supervisados de forma constante para evitar situaciones de estrés en el organismo. Organizaciones

gubernamentales han dedicado grandes esfuerzos en el análisis acuícola, estableciendo normativas y criterios sobre límites permitidos de concentraciones para la práctica de la acuicultura, como la U.S. National Sanitation Foundation (NSF, 2017), Canadian Council of Environmental Ministers (CCME, 2004); la Agencia Catalana del Agua, España (ACA, 2017); la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México (Semarnat, 2017), y el Instituto Nacional de Ecología, México (INECC, 2000).

La calidad del agua se puede evaluar con base en las diferentes concentraciones que presentan los parámetros medioambientales. Las relaciones entre ellos y su comportamiento establecen los criterios de un buen o mal manejo del agua en sistemas de cultivo. En sistemas de cultivo extensivo, el adecuado control de parámetros resulta un problema complejo, por lo que la creación de un indicador de la calidad del agua será de gran ayuda para poder entender el comportamiento a nivel global del estanque. Las redes neuronales artificiales (RNA) son capaces de aprender estos comportamientos (favorables o desfavorables) entre parámetros, si se plantea un adecuado análisis. La figura 1 muestra la metodología de funcionamiento del modelo propuesto, el cual permite realizar un análisis de la calidad del agua, obteniendo las mediciones

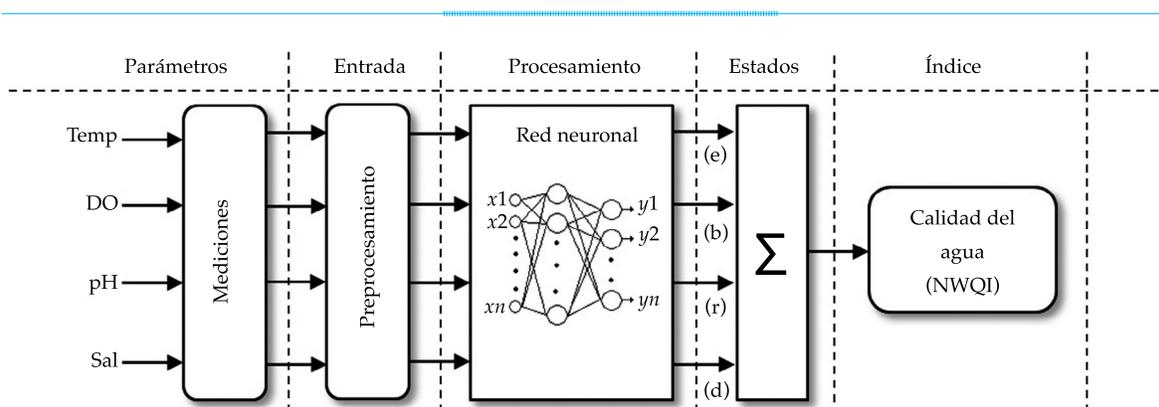


Figura 1. Metodología propuesta para la evaluación de la calidad del agua en camaronicultura empleando un modelo neuronal.

La RNA responde reconociendo los diferentes estados del estanque: (e) excelente, (b) bueno, (r) regular y (d) deficiente.

Posteriormente, mediante un proceso de agregación, se conjuntan los estados de la calidad del agua evaluados proporcionando un indicador global (NWQI).

de parámetros medioambientales, y teniendo como resultado un indicador en un rango de [0, 1] acerca del estado del sistema. Se eligieron cuatro parámetros como entrada del modelo: temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y salinidad. La justificación de su selección se describe más adelante.

Actualmente se han llevado a cabo varias investigaciones para analizar la calidad el agua en el área de la camaronicultura, desarrollando diferentes modelos e involucrando otros parámetros de la calidad del agua, como los propuestos por Beltrame, Bonetti y Bonetti (2006); Carbajal, Sánchez, Carrasco y Martínez (2012); Carbajal, Sánchez, Villa, Carrasco y Martínez (2013); Simões *et al.* (2008); Islam, Sarker, Yamamoto, Wahab y Tanaka (2004); Casé *et al.* (2008), y Riss, Ospina y Gutiérrez (2002). Asimismo, existen diferentes trabajos que sirven como complemento a esta investigación, que contienen información relevante sobre el comportamiento de los parámetros de la calidad del agua en diferentes sistemas acuícolas y que han sido propuestos por Ma, Song, Wan, Gao y Jiang (2014); Gharibi *et al.* (2012); Ramesh, Sukumaran, Murugesan y Rajan (2010); Lermontov, Yokoyama, Lermontov y Soares (2009); Ocampo, Ferré, Domingo y Schuhmacher (2006); Gutiérrez (2004), y Gutiérrez, Riss y Ospina (2006).

La aplicación de herramientas para el modelado del medioambiente como la inteligencia artificial ha sido cada vez más utilizada para la solución de este tipo de problemas, pues permite modelar con mayor precisión la dinámica del ecosistema. Alternativas como el uso lógica difusa (Gutiérrez *et al.*, 2006), procesos analíticos jerárquicos (Carbajal *et al.*, 2013), modelos autorregresivos (Carbajal, Sánchez, & Progrebnyak, 2011), redes neuronales (Shen, Chen, & Yu, 2009; Lek, Guiresse, & Giraudel, 1999) y máquinas de soporte vectorial (Liu, Xu, Li, & Zeng, 2014; Lin, Cheng, & Chau, 2006) entre otros, han sido ampliamente utilizados en análisis medioambientales, por lo que su empleo en el diagnóstico de la calidad del agua en el ecosistema del camarón permitirá desarrollar herramientas de evaluación de mayor precisión.

El análisis de la calidad del agua requiere del estudio de diversos parámetros medioambientales, mismos que pueden estar relacionados entre sí. El presente trabajo propone desarrollar un modelo de evaluación de la calidad del agua, empleando redes neuronales artificiales (RNA's) para sistemas de cultivo extensivo de camarón *Litopenaeus vanammei*. El conjunto de parámetros más significativos (temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad) se estudia debido a que su comportamiento puede ser óptimo o negativo para el cultivo de la especie. El estudio de concentraciones dañinas, combinaciones no deseadas y efectos tóxicos para la especie son analizadas y clasificadas. Mediante una RNA se establece una respuesta a cada una de estas clasificaciones, permitiendo asociar un conjunto de concentraciones con un estado de la calidad del agua, generando un indicador global de excelente, bueno, regular y deficiente. Asimismo, las relaciones y dependencias intrínsecas entre parámetros son procesadas y aprendidas por la RNA, permitiendo una mayor exactitud en las evaluaciones hechas. Derivado de esto, se plantea la hipótesis basada en que es posible modelar y evaluar la calidad del agua mediante el uso de las redes neuronales artificiales, empleando el conjunto de parámetros más significativos en estanques de cultivo de camarón *Litopenaeus vanammei*. Como resultado, se hará una serie de comparaciones contra modelos reportados en la literatura para la medición de la calidad del agua, mostrando una mejora en las evaluaciones proporcionadas por el modelo neuronal.

El resto de este trabajo se ha organizado de la siguiente forma: en la sección "Acuicultura y calidad del agua" se presenta una introducción sobre los requerimientos de la acuicultura y la calidad del agua, en donde las características de los parámetros de mayor impacto se explican a detalle. En la sección "Materiales y métodos" se explican los materiales utilizados y la construcción del modelo neuronal para la clasificación de la calidad del agua. En la sección "Resultados experimentales y discusiones" se realizan las pruebas experimentales y discusiones del trabajo, mostrando un análisis de mediciones

durante un periodo de cultivo; asimismo, se efectúa una comparación del índice propuesto contra aquellos empleados comúnmente en el área de la camaronicultura. Por último se tienen las conclusiones del presente trabajo. El anexo A explica información sobre el cálculo de los índices de la calidad del agua empleados en las comparaciones mostradas en la sección de pruebas experimentales.

Acuicultura y calidad del agua

El ecosistema del camarón está compuesto por un conjunto de parámetros físico-químicos que deben ser monitoreados en todo momento y controlarse dentro de un intervalo permitido, generando una calidad del agua óptima para el cultivo de la especie. Con frecuencia existen situaciones con calidad del agua deficiente en sistemas de cultivo extensivos debido a que los parámetros suelen tener cambios bruscos o existen reacciones químicas que propician niveles de toxicidad poco aceptables en el ecosistema. Resulta de gran importancia conocer las características de los parámetros de la calidad del agua, así como la frecuencia en que se deben monitorear para obtener un mejor análisis sobre el comportamiento de la misma dentro de un estanque de cultivo (Casillas *et al.*, 2007; Páez, 2001; Cohen, Samocha, & Fox, 2005).

Dentro del ecosistema del camarón existen parámetros de mayor impacto, los cuales deben monitorearse con mayor frecuencia, pues desestabilizan el ecosistema más fácilmente que otros, siendo este conjunto el de mayor importancia en la evaluación de la calidad del agua (Semarnap, 1996). El cuadro 1 muestra la clasificación de parámetros involucrados en la calidad del agua debido a su frecuencia de monitoreo. En este trabajo, el grupo de monitoreo diario se seleccionó por su importancia principal en el ecosistema de cultivo.

Es importante remarcar que el amonio no ionizado es un parámetro altamente tóxico; sin embargo, puede controlarse mediante el manejo adecuado de la temperatura y en pH (Bower & Bidwell, 1978). Así, su frecuencia de medición es baja, analizándolo sólo cuando se requiere un análisis más detallado sobre la calidad del agua (Casillas *et al.*, 2007; Boyd, 2000; Martínez, 1994; Chien, 1992; Hirono, 1992; Belt, 1992). El monitoreo constante de los parámetros rutinarios (medición diaria) permitirá tener un mejor y más rápido control sobre el hábitat del camarón. La importancia del grupo de parámetros rutinarios en el cultivo de camarón se enuncia en el cuadro 2.

Los parámetros de la calidad del agua suelen tener comportamientos de constante cambio, y una combinación fuera de un límite permitido puede ser tóxico o desencadenar

Cuadro 1. Parámetros físico-químicos involucrados en el hábitat del camarón.

	Monitoreo		
	Diario	Semanal	Por requerimiento
Temperatura		Amonio total	Alcalinidad
Salinidad		Nitratos	Fósforo
Oxígeno disuelto		Amonio no ionizado	Sulfato de hidrógeno no ionizado
pH		Turbidez	Sulfato de hidrógeno
			Dióxido de carbono
			Silicatos
			Clorofila A
			Nitrógeno total inorgánico
			Sólidos suspendidos
			Potencial Redox
			Conteo <i>Vibrio</i>
			Coliformes fecales

Cuadro 2. Parámetros de calidad del agua monitoreados diariamente y su importancia en el cultivo de camarón.

	Parámetros	Importancia en camaronicultura
Monitoreo diario	Temperatura (Temp)	La temperatura tiene un efecto en los procesos químicos y biológicos en un estanque de cultivo; un aumento de 10 °C causa un aumento al doble o triple en las tasas de reacciones químicas y biológicas (Boyd, 1992; Fontenot, Bonvillain, Kilgen, & Boopathy, 2007). La temperatura controla la solubilidad de los gases en el agua, la velocidad de reacción química y la toxicidad del amonio. El rango ideal para la temperatura se considera entre 25 y 32 °C (Chien, 1992; Boyd, 1989)
	Oxígeno disuelto (DO)	La concentración mínima de oxígeno para mantener una tasa aceptable de sobrevivencia varía con el tiempo de exposición (Páez, 2001; Boyd, 1992). En concentraciones bajas de oxígeno disuelto, los camarones son más susceptibles a enfermedades. Cuando el porcentaje de saturación permanece por debajo de 5 ppm, los camarones presentan bajas tasas de alimentación y crecimiento. La fluctuación diaria de oxígeno disuelto en un estanque aparentemente tiene poco efecto sobre la alimentación y el crecimiento para algunas especies, siempre y cuando la concentración no caiga por debajo de 2 ppm en la mañana (Li, Li, & Wang, 2006). Los valores mínimos recomendados por expertos oscilan entre 4 y 5 ppm (Chien, 1992; Boyd, 1989)
	Salinidad (Sal)	Los organismos que viven en el agua deben mantener sus líquidos vitales a cierta concentración iónica (salinidad). Cuando la salinidad del medio es diferente, los organismos necesitan llevar a cabo ciertas estrategias para poder mantenerla en los niveles propicios, lo cual implica un gasto energético que puede verse reflejado en una menor tasa de crecimiento (Bower & Bidwell, 1978; Fontenot <i>et al.</i> , 2007). Altas concentraciones de salinidad reducen los niveles de oxígeno disuelto en el agua del estanque. Las concentraciones óptimas de salinidad se presentan en los rangos de 15 a 23 ppt (Páez, 2001; Boyd, 1992)
	pH	Cuando el pH tiene valores bajos o elevados causa estrés en los organismos bajo cultivo. Las aguas que presentan un intervalo de pH entre 6.5 y 9.0 son las más apropiadas para la producción acuícola. La reproducción disminuye en valores inferiores a 6.5 o mayores a 9.0. Por debajo de 4.0 hay muerte ácida y por encima de 11.0, muerte alcalina. Aunque los organismos pueden sobrevivir, el rendimiento es pobre en estanques que presentan valores de pH en la mañana de 4 a 6, o de 9 a 10. En muchos sistemas de cultivo, el pH puede aumentar hasta valores de 9 o 10 por periodos cortos sin ocasionar un efecto adverso a los organismos (Martínez, 1994; Arredondo & Ponce, 1998). Concentraciones extremadamente bajas y altas de pH pueden generar un caparazón duro y baja sobrevivencia (Chien, 1992; Boyd, 2001)

reacciones químicas que alteren el equilibrio del sistema. Es importante definir los niveles mínimos y máximos permitidos para cada uno de los parámetros a evaluar (Casillas *et al.*, 2007; Páez, 2001; Boyd, 2000; Chien, 1992; Casillas, Magallón, Portillo, & Osuna, 2006). Los parámetros medioambientales pueden clasificarse en diferentes intervalos de calidad; cada uno de ellos representa un impacto diferente en el ecosistema, los cuales son definidos según el daño al hábitat (cuadro 3).

Materiales y métodos

Área de estudio y adquisición de datos

Para análisis posteriores del modelo de evaluación se ha propuesto estudiar un estanque de

cultivo mediante el monitoreo del conjunto de parámetros rutinarios: pH, oxígeno disuelto, temperatura y salinidad. Como ya se mencionó, aunque el amonio no ionizado es un parámetro extremadamente tóxico para el organismo, no se realizaron mediciones debido a que éste puede controlarse mediante pH y temperatura (Chien, 1992; Boyd, 2001). La automatización de las mediciones permitió evitar algunos errores de monitoreo, como mediciones fuera de tiempo, mal posicionamiento de sensores o falta de mediciones. Durante el monitoreo de parámetros se presentaron fallas en algún dispositivo, por lo que tales mediciones fueron desechadas del conjunto de datos, generando así un registro más confiable. El proceso de monitoreo fue realizado por el Instituto Tecnológico de Sonora (Itson), en conjunto con el Centro de Investigaciones

Cuadro 3. Niveles de clasificación de los parámetros rutinarios.

Parámetros	Unidades	Niveles				
		Hipoxia ¹ ácido ²	Bajo	Normal	Alto	Alcalino ²
Temperatura	(°C)	N/A	0-23	23-30	> 30	N/A
Salinidad	(mg/l)	N/A	0-15	15-25	> 25	N/A
Oxígeno disuelto	(mg/l)	0-2	2-6	> 10	N/A	N/A
pH		0-4	4-7	6.5-9	9-10	10-14

Biológicas del Noreste (Cibnor), en la granja camaronera “Gez Acuícola”, dentro del ejido “Rancho Chapo”, ubicado en Huatabampo, Sonora, México (figura 2). Los estanques de cultivo son alimentados con agua marina proveniente del estero “El Riito”. Para la recolección de muestras se utilizó un estanque de 5 ha, con dimensiones de 100 m de ancho por 500 m de largo por estanque, con pendiente transversal de

0.1% y 0.1% en sentido longitudinal. El estanque requiere de un recambio de entre 5 y 15% diario de agua; no se contemplaron procedimientos de aeración en el mismo. La frecuencia de medición establecida fue de 15 minutos entre lecturas (4 mediciones/hora), debido a que esta frecuencia es suficiente para observar a detalle las fluctuaciones de cada parámetro. El tiempo de monitoreo en el proyecto se estableció dentro

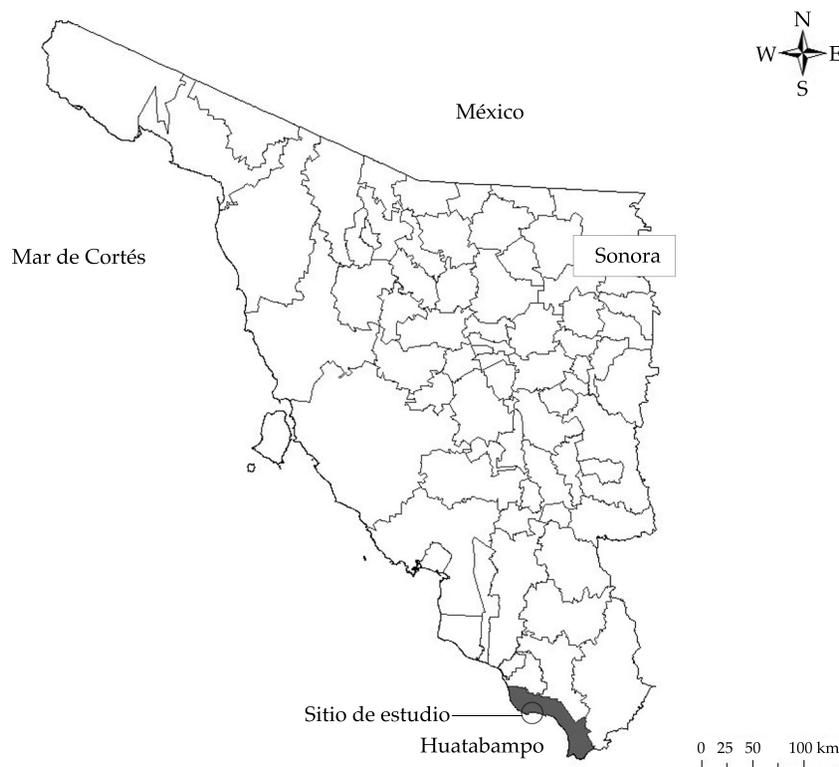


Figura 2. Ubicación del sitio de muestreo de datos en Huatabampo, Sonora, México. Las mediciones de los parámetros de calidad del agua se realizaron en la granja camaronera Gez Acuícola, ubicada en la localidad de Rancho Chapo, en el municipio de Huatabampo, Sonora.

de un periodo de cultivo, correspondiendo a tres meses de almacenamiento de información (junio-agosto de 2007).

Modelo basado en redes neuronales artificiales

Un modelo neuronal se compone de dos fases: un proceso de aprendizaje y la respuesta durante la puesta en funcionamiento. El proceso de diseño de la RNA requiere de una serie de pasos para poder llevarse a cabo. Esta metodología de aprendizaje se puede observar en la figura 3, donde los valores de los parámetros de la calidad del agua se miden y preprocesan, para después ser clasificados y almacenados en una base de datos. Posteriormente son analizados y clasificados según el tipo de daño o condición de la calidad del agua, generando patrones. Por último, los patrones más representativos se utilizan para entrenar a la RNA, según la respuesta que el experto desea obtener.

a) Definición de estados de la calidad del agua

Como ya se mencionó, la calidad del agua puede categorizarse debido a las diferentes situaciones que generan los parámetros en el sistema de cultivo. Cada estado corresponde a una combinación de parámetros, que puede ser óptima o peligrosa para el organismo.

Estas combinaciones son clasificadas según su importancia para la acuicultura, mismas que se describen a continuación:

1. Excelente: todos los parámetros medioambientales están dentro de los niveles permitidos. La calidad del agua es la óptima para el cultivo del camarón.
2. Bueno: algún parámetro físico-químico presenta niveles fuera del rango óptimo; sin embargo, no representa ningún peligro para el cultivo.
3. Regular: algunos parámetros presentan concentraciones que pueden ser perjudiciales para el sistema acuícola. Cierta situación no deseada debe corregirse; por ejemplo, altos niveles de temperatura y pH desencadenan altos niveles de amonio no ionizado.
4. Deficiente: la calidad el agua no es aceptable para el cultivo de la especie. Los valores de los parámetros medioambientales son peligrosos para el organismo, como situación de hipoxia debido a muy bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

b) Asociación

El grupo de mediciones se almacena en un vector de información (patrón), mismo que puede representarse de la siguiente manera:

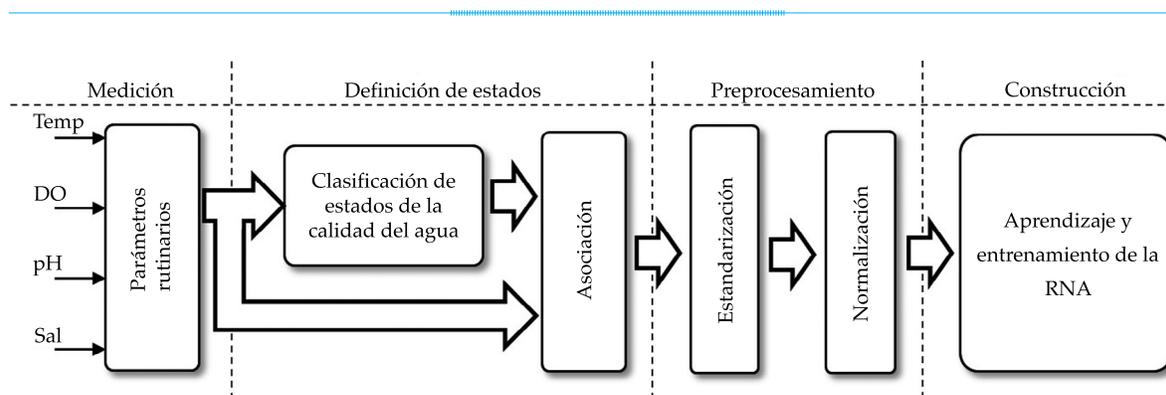


Figura 3. Metodología utilizada para el entrenamiento de aprendizaje en la RNA. La adquisición de muestras, generación de bases de datos y clasificación de situaciones no deseadas son de gran importancia para el buen desempeño de la RNA.

$$y = [x^{temp}, x^{sal}, x^{DO}, x^{pH}] \quad (1)$$

A cada vector se le asocia una clase, la cual se define por el estado de la calidad del agua en dependencia de los niveles permitidos, sus efectos en el estanque y su importancia para el cultivo de la especie (excelente, bueno regular y deficiente). Tal asociación se puede denotar como sigue:

$$\{(y_i, c_i) | i = 1, 2, \dots, n\} \quad (2)$$

donde c_i corresponde a la clase asignada. Cada vector clase se caracteriza por ser un vector orto-normal, el cual presenta un valor unitario en una localidad, dependiendo de la calidad del agua a detectar; es decir, la clasificación que se desea asignar se representará por un 1, mientras que el resto por un '0'.

$$c_i = [c_i^e \ c_i^b \ c_i^r \ c_i^d] \quad (3)$$

donde $c_i^k \in A$, tal que $A = \{0,1\}$.

c) Conjunto de entrenamiento

Un conjunto de entrenamiento se creó para el proceso de aprendizaje de la RNA. Dicho conjunto contiene un total de 28 335 mediciones, mismas que involucran a los cuatro parámetros de la calidad del agua estudiados en este trabajo. Esta base de datos se creó empleando patrones de mediciones reales y simulados debido a que en situaciones normales difícilmente se tiene una amplia variedad de mediciones que comprendan todas las situaciones posibles dentro del diagnóstico de la calidad del agua. Así, el conjunto de patrones de entrenamiento se basa en aquellas mediciones que representan diferentes situaciones en el estado de la calidad del agua.

d) Preprocesamiento

Las RNA son clasificadores muy eficientes y muy utilizados en el área de reconocimiento de patrones. Sin embargo, tal eficiencia puede verse

afectada por una mala selección de patrones en su etapa de entrenamiento. Por tanto, resulta de gran importancia realizar un preprocesamiento a la información generada para obtener una mejor tasa de clasificación (Principe, Luliano, & Lefebvre, 2000). El primer paso consiste en hacer un proceso de estandarización a los datos de entrenamiento, mismos que permitirán tener una media cero y unificar la desviación estándar con el uso de la siguiente ecuación:

$$x^k = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma}, \forall i = 1, 2, \dots, n; \quad (4)$$

donde k es el parámetro de la calidad del agua; \bar{x} , la media; σ , la desviación estándar; n , la cantidad de mediciones realizadas, y x^k es el vector de mediciones estandarizadas.

Debido a la naturaleza de los parámetros de calidad del agua, algunos de ellos presentan escalas mucho más grandes que otros; dentro de una RNA, este comportamiento genera una tendencia de decisión hacia los parámetros de mayor escala. Esto se puede minimizar o evitar normalizando el conjunto de datos de entrada estandarizados mediante la siguiente ecuación:

$$x^\omega = \frac{x_i^k - \min(x^k)}{\max(x^k) - \min(x^k)}, \forall i = 1, 2, \dots, n; \quad (5)$$

donde x^ω es el conjunto de mediciones normalizados.

e) Estructura de una red neuronal artificial

Una red neuronal artificial establece una relación entre un patrón de entrada y uno de salida. Debido a esta característica puede ser empleada para relacionar patrones característicos entre parámetros y situaciones desfavorables para la calidad del agua. Dicho de otra manera, las RNA's proveen una relación no lineal entre parámetros medioambientales (conjunto de entrada) y el estado de la calidad del agua (respuesta deseada).

Una red neuronal está construida por elementos de procesamiento (PE's) conocidos como neuronas, los cuales están interconectados

por pesos y un sesgo (figura 4). Las neuronas están acomodadas en una estructura de capas. La primera capa de la red se conoce como de entrada y en ella se recibe toda la información de los parámetros medioambientales; la final se conoce como capa de salida y es donde las neuronas procesan la clasificación deseada, dando como resultado el estado de calidad del agua. A las capas utilizadas entre la capa de entrada y la de salida se les denomina capas ocultas y realizan todo el procesamiento de la información de la RNA. Gran parte del trabajo consiste en determinar la topología adecuada que permita el correcto funcionamiento de la RNA (Principe *et al.*, 2000; Romero & Shan, 2005; Charma *et al.*, 2003).

El comportamiento de una neurona puede ser expresada con la siguiente ecuación:

$$s_i = \sum_{j=1}^n y_j w_{ij} + b_i \quad (6)$$

Donde w_{ij} son los pesos que interconectan a las diferentes neuronas j de la capa anterior con la neurona actual i ; b_i el sesgo de cada neurona; y_j la salida de la neurona de la capa anterior, y s_i es la nueva salida de la RNA (Sharma, Negi, Rudra, & Yang, 2003; Muttill & Chau, 2006; Chow, 1997). El resultado de una neurona es procesado por una nueva función, llamada función de transferencia, la cual se define como:

$$z_i = \frac{1}{1 + e^{-s_i}} \quad (7)$$

donde z_i es la nueva salida de la i -ésima neurona actual y corresponde a una clase determinada.

f) Construcción del modelo de evaluación de la calidad del agua

El modelo para el diagnóstico de la calidad del agua se construye mediante una red neuronal por retropropagación (*backpropagation*). Debido a que se tienen cuatro parámetros de entrada contenidos en un patrón (y_i), se emplean para alimentar a la red neuronal, obteniéndose como salida las diferentes clases definidas como estados de la calidad del agua (c_i). La cantidad de neuronas en las capas intermedias realizan la parte del procesamiento de la información, pues garantizan el correcto funcionamiento de la RNA. En realidad no existe regla alguna que permita identificar la cantidad de capas y neuronas en cada una de capa; sin embargo, en este trabajo, una RNA con topología de 4, 20, 4 capas fue la que mejor resultados generó (figura 5). La topología de la red neuronal se determinó probando diferentes arquitecturas (capas y neuronas). No obstante, ésta fue la que resultó con el mejor tiempo de procesamiento y respuesta de clasificación. Asimismo, las arquitecturas con un número menor de capas o neuronas no clasificaron de forma adecuada. Dentro de las diferentes arquitecturas se determinó que no existían diferencias significantes con redes de número mayor de neuronas en las capas ocultas ni con mayor número de capas. El proceso de

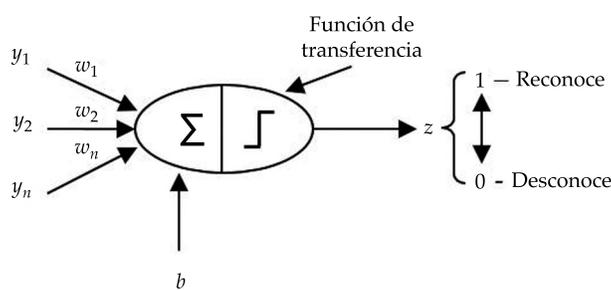


Figura 4. Modelo de una neurona, en donde x_i es i -ésima entrada, w_i es el peso multiplicador, b es el sesgo y z es la salida.

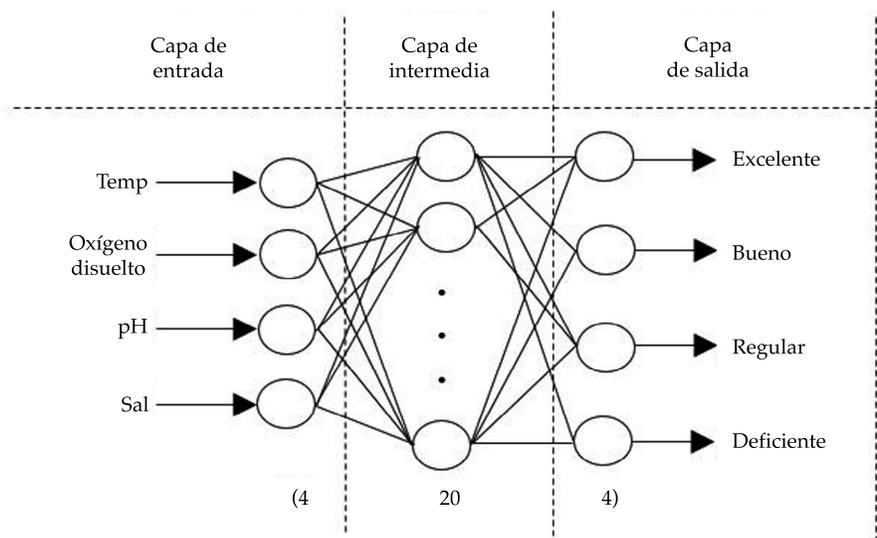


Figura 5. Arquitectura de la red neuronal para clasificar la calidad del agua.

entrenamiento se realizó empleando el *software* de *Matlab*, mediante el *Neural Network Toolbox*. El algoritmo de entrenamiento fue Levenberg–Marquardt debido a eficiencia en los procesos de aprendizaje en las RNA's. La capa de entrada recibe el conjunto de mediciones previamente clasificadas, normalizadas y estandarizadas (concentraciones de los parámetros físico-químicos). La capa de salida recibe el conjunto de vectores de clasificación del estado de deterioro del estanque (excelente, bueno, regular o deficiente). Durante el proceso de entrenamiento se necesitaron unas 500 iteraciones, con un error de entrenamiento MSE obtenido de 0.005%.

Una vez completado el entrenamiento de la RNA, se procede a integrar las salidas en un indicador que conformará el modelo de evaluación. En este caso, los conjuntos de mediciones deberán efectuar los mismos pasos de preprocesamiento del proceso de aprendizaje, tomando en cuenta los parámetros obtenidos de promedio, desviación, máximos y mínimos; después serán clasificados por la RNA. El modelo neuronal evalúa detectando los estados de la calidad del agua en el hábitat. Tales resultados pueden detectar diferentes estados, por lo que deben conjuntarse en un indicador

final, lo cual se hace mediante la integración de las salidas con un proceso de agregación. Dicho proceso conjunta todas las salidas de la RNA, convirtiéndolas en un solo indicador de la calidad del agua (NWQI). La figura 6 muestra esta metodología de evaluación.

g) Agregación

La salida de la red neuronal tiene cuatro variantes del estado de la calidad del agua; por consiguiente, las neuronas de salida se conectan a una etapa de agregación, misma que emplea un sistema difuso para la correcta integración de resultados. Esta etapa emplea un grupo de funciones difusas (μ), las cuales han sido diseñadas dentro de un rango de [0, 1], como se muestra en la figura 7. No existe una regla definida para elegir un tipo de función difusa; sin embargo, las funciones lineales (trapezoidales en este trabajo) facilitan el proceso de agregación. Dichas funciones difusas pueden expresarse mediante la siguiente función:

$$\mu(x, a, b, c, d) = \max \left\{ \min \left\{ \frac{x-a}{b-a}, 1, \frac{d-x}{d-c} \right\}, 0 \right\} \quad (8)$$

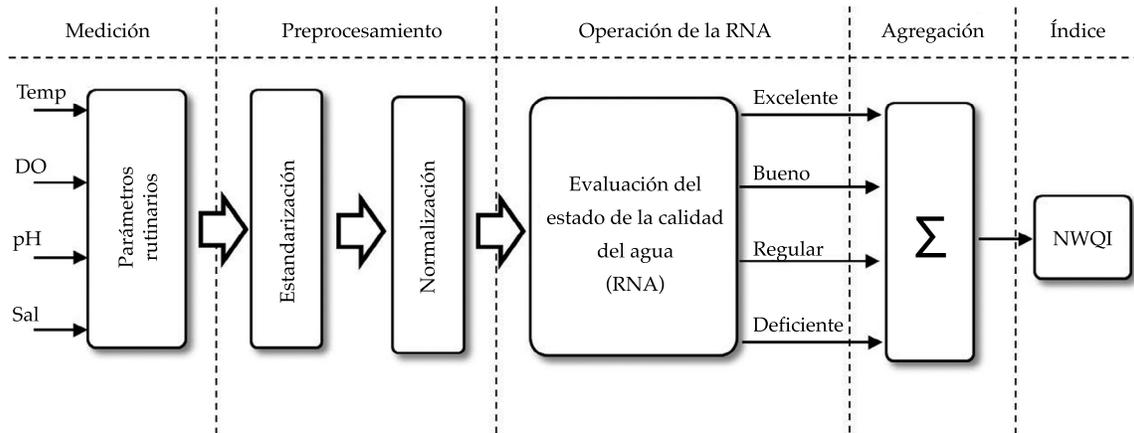


Figura 6. Metodología utilizada para la evaluación de la calidad del agua empleando a la RNA. El proceso de agregación integra las salidas de la RNA y las convierte en un indicador con rango [0, 1].

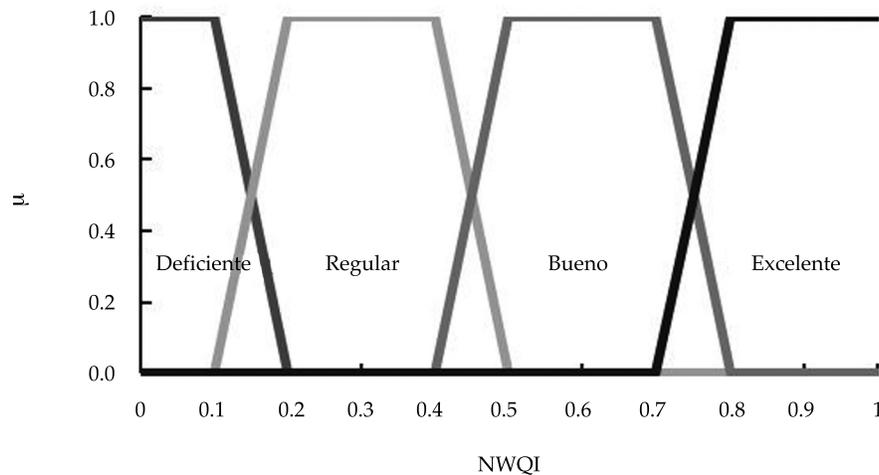


Figura 7. Funciones difusas empleadas para integrar los resultados de las neuronas de salida de la RNA.

Cada función de salida corresponde a la neurona designada a la misma clasificación y el valor de μ es determinado por el valor de la neurona. La figura 8 muestra este proceso.

El siguiente paso es la integración de las funciones de salida para el cálculo final del índice. Esto se realiza mediante el cálculo del centro de gravedad (centroide) de la función de agregación (figura 8). La función centroide (CF) ha demostrado físicamente ser la más eficiente

para transformar una función difusa a un valor real, al regresar el centro del área bajo la curva formada por la agregación de dichas funciones (Ocampo *et al.*, 2006; Chow, 1997). La función centroide se calcula mediante la siguiente expresión:

$$CF = \frac{\int x \mu_{out}(x) dx}{\int \mu_{out}(x) dx} \quad (9)$$

mostrar la eficiencia del modelo computacional, por lo que un análisis a otro sistema de cultivo requerirá de mediciones del propio hábitat, generando variaciones en los resultados entre estanques debido a las distintas condiciones en que se manejen de forma individual.

Análisis de parámetros medioambientales

Un análisis previo de cada parámetro de la calidad del agua registrado en la base de datos del estanque de prueba muestra un conjunto de características propias, que influirá de modo directo en el estado de la calidad del agua (figura 9).

En la figura 7a se puede apreciar el comportamiento de la temperatura, la cual oscila por los cambios de la intensidad solar durante el día. El rango óptimo se tiene con los límites superior e inferior, habiendo una ligera tendencia a sobrepasar el límite superior (30 °C), mismo que genera una ligera evaluación negativa en el NWQI. La figura 7b muestra el comportamiento de la salinidad, que en un principio indica concentraciones superiores al límite permitido (25 mg/l) y genera una corrección debido a cambios de agua para bajar los niveles de salinidad. Es de esperarse que las altas concentraciones al inicio del periodo de medición afecte el resultado del NWQI, provocando una evaluación negativa. En la figura 7c, el oxígeno disuelto muestra un comportamiento oscilatorio, debido principalmente a la actividad de microalgas, liberando altas concentraciones de oxígeno durante la mayor intensidad solar y reduciéndolo por las noches. No obstante, las concentraciones de oxígeno disuelto raramente presentan valores críticamente bajos (menores a 2 mg/l). El valor del NWQI se ve afectado con este parámetro, toda vez que se presentan valores bajos, pues en el proceso de entrenamiento se acentuó este comportamiento como no deseable. La figura 7d muestra el historial del pH, que está en niveles óptimos y estables, no generando ninguna complicación en el estanque y por consiguiente en el análisis de NWQI.

Análisis de la calidad del agua

Se propone un análisis comparativo entre índices de la calidad del agua para mostrar el funcionamiento del NWQI. En este trabajo se emplearon los índices propuestas por la CCME (2004) y el descrito en Beltrame, Bonetti y Bonetti (2006), y Ferreira, Bonetti y Seiffert (2011), empleados para realizar análisis similares de la calidad del agua y que pueden utilizarse en sistemas de cultivo de camarón.

La figura 10 muestra evaluaciones realizadas por los tres indicadores en el periodo de prueba. Los resultados obtenidos por la RNA contienen una mayor detección de estados desfavorables en el análisis de la calidad del agua, en comparación con los proporcionados por los índices CCME y (HI)c. Esto se explica por el proceso de entrenamiento de la RNA, donde aquellas concentraciones que representan una condición potencialmente dañina para la calidad del agua fueron clasificadas y aprendidas por la RNA. El resultado es una evaluación de mayor penalización cada vez que se mide una concentración problemática. El uso de la RNA permite generar asociaciones entre concentraciones adecuadas o desfavorables en el ecosistema con un estado de la calidad del agua. Debido a esto, una adecuada selección de patrones en el entrenamiento de la RNA permitirá tener un mejor funcionamiento de la misma en la evaluación. Esto se puede observar toda vez que los valores de oxígeno disuelto decrecen de forma considerable y el índice propuesto evalúa penalizando en mayor medida que los otros índices. De igual forma, al evaluar condiciones óptimas para el cultivo de la especie, se obtiene de haber clasificado concentraciones adecuadas en el ecosistema. Una gran ventaja en el empleo de las RNA es su poder de generalización, es decir, pueden clasificar patrones no incluidos dentro del conjunto de entrenamiento (Sharma et al., 2003; Chow, 1997). Por otra parte, el índice CCME propone un cálculo promediado entre mediciones dentro y fuera de rango. El resultado de la evaluación de parámetros fuera de rango es compensado con mediciones en rango óptimo, lo cual impide

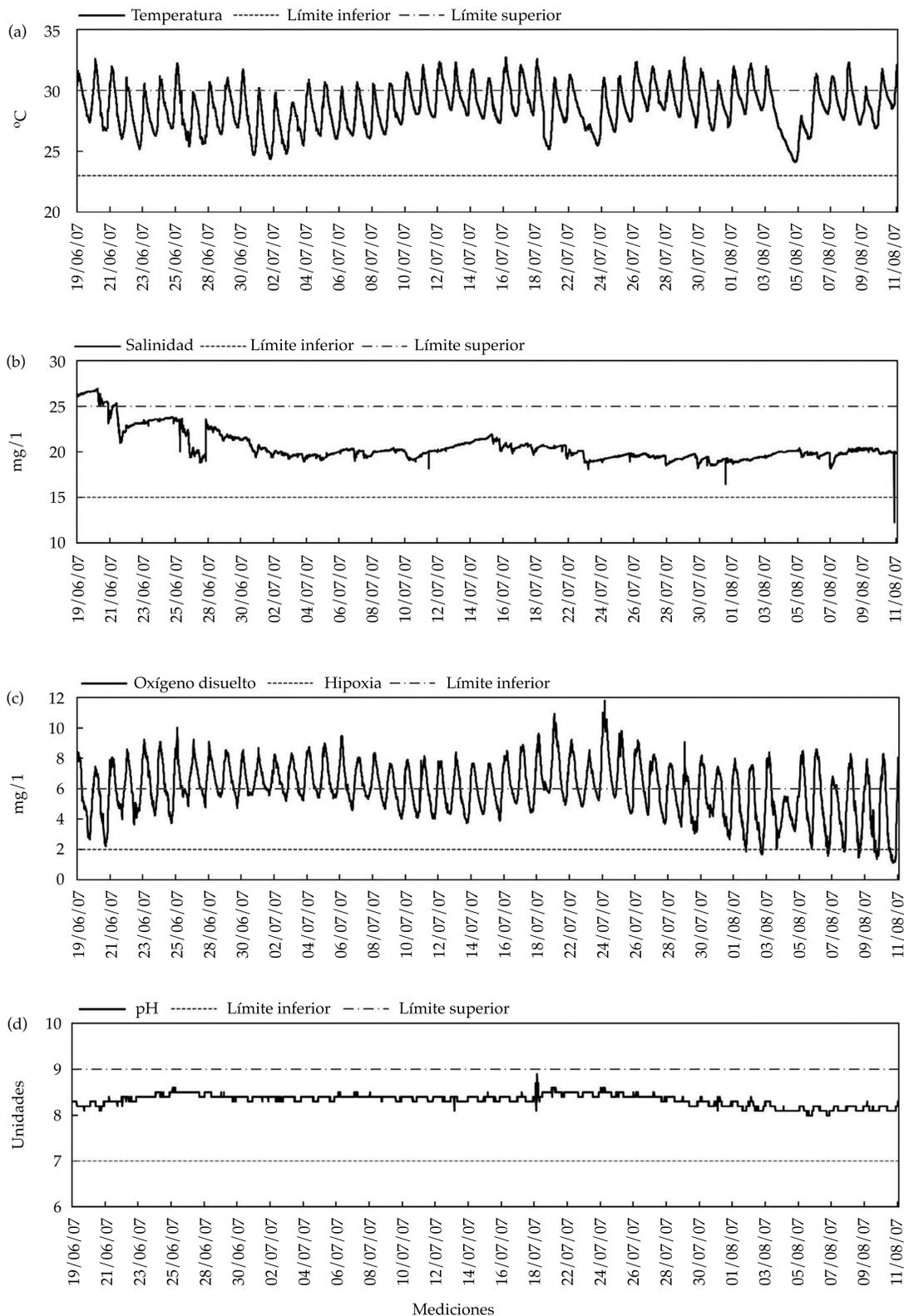


Figura 9. Mediciones correspondientes a los parámetros de calidad del agua durante el mes de junio, julio y agosto (2007).

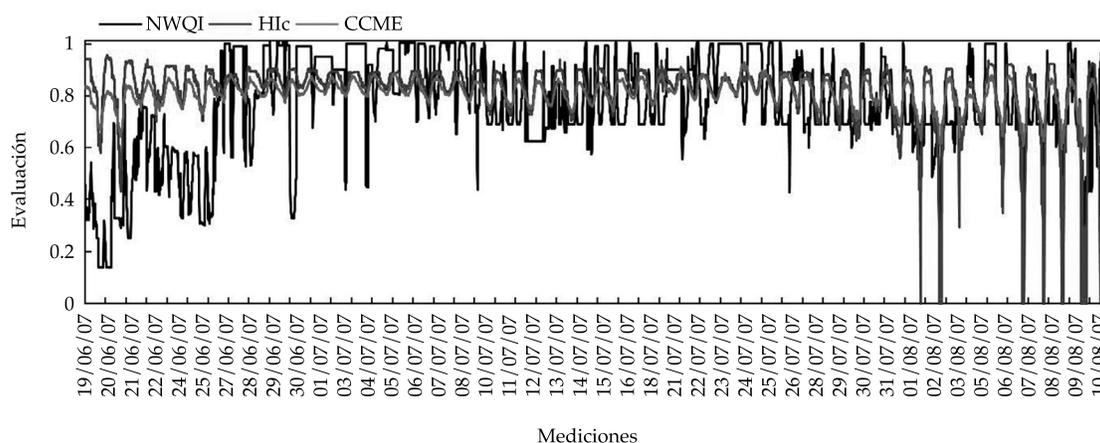


Figura 10. Comparación entre índices de la calidad del agua. Se puede observar cómo el comportamiento oscilante entre la temperatura y el oxígeno disuelto influye el resultado final.

la detección de situaciones potencialmente dañinas, como problemas de hipoxia. En el caso del índice (*HI*)*c*, se propone una multiplicación de subíndices, los cuales se obtienen mediante la asignación de un peso específico, según la concentración medida. En este caso, el resultado final puede caer a cero radicalmente si algún parámetro muestra un valor fuera de rango. Ambos índices (*CCME* y (*HI*)*c*) muestran evaluaciones con menor variabilidad, en donde rara vez se obtienen muy bajas calificaciones en calidad del agua.

Para efectos de este periodo de prueba, se puede observar una mala evaluación de la calidad del agua al inicio del proceso de medición, en donde se tienen valores del *NWQI* de 0.138, que tienden después a subir. Esto se puede explicar debido a las altas y bajas concentraciones de salinidad y oxígeno disuelto, respectivamente, al inicio del periodo. El comportamiento oscilatorio de temperatura y oxígeno disuelto fue un factor preponderante en el resultado final, pues en conjunto influenciaron de forma considerable la evaluación proporcionada por los indicadores; no obstante, el modelo propuesto permite identificar aquellas concentraciones de mayor peligro en el cultivo del camarón. El cuadro 4 muestra un conjunto de mediciones como ejemplo de evaluaciones elaboradas con

los indicadores propuestos. En este caso se pueden observar variaciones de oxígeno disuelto y temperatura, mismas que se encuentran cerca de los límites permitidos, condición que afecta la evaluación final en el *NWQI*.

Conclusiones

En este trabajo se ha diseñado un modelo computacional para evaluar la calidad del agua para el cultivo de camarón *Litopenaeus vannamei*. Dicho modelo se elaboró empleando técnicas de inteligencia artificial, como las redes neuronales artificiales. En la actualidad existe una gran variedad de modelos de diagnóstico de la calidad del agua; sin embargo, fueron diseñados y aplicados a diferentes tipos de ecosistemas, y no son compatibles con el hábitat del camarón. Como se pudo observar en la sección anterior, se llevó a cabo una serie de análisis de la calidad del agua en estanques de cultivo extensivos empleado dos índices que sirven para el mismo fin: el índice propuesto por la Canadian Council Ministers of Environment (*CCME*, 2004) y Ferreira *et al.* (2010). Los resultados obtenidos y mostrados en la figura 10 muestran una mayor penalización de los resultados empleando el *NWQI*, debido a que se identificaron aquellas situaciones problemáticas y la RNA fue

Cuadro 4. Concentraciones y evaluaciones de la calidad del agua correspondientes a un día de supervisión. Se sombreadon las mediciones que se encuentran fuera del límite permitido.

Día	Hora	Parámetros				Resultados		
		Temp.	DO	Sal	pH	NWQI	CCME	Hic
24-jun-13	00:00	27.5	5.85	23.47	8.4	0.58527044	0.799	0.855
24-jun-13	01:00	27.3	5.32	23.46	8.4	0.54061635	0.784	0.824
24-jun-13	02:00	27	4.99	23.48	8.4	0.46559748	0.774	0.803
24-jun-13	03:00	26.9	4.86	23.5	8.4	0.43612579	0.77	0.794
24-jun-13	04:00	26.7	5.18	23.55	8.4	0.50042767	0.78	0.816
24-jun-13	05:00	26.5	4.66	23.55	8.4	0.37986164	0.763	0.78
24-jun-13	06:00	26.4	4.43	23.55	8.4	0.33163522	0.755	0.763
24-jun-13	07:00	26.3	4.5	23.58	8.4	0.32895597	0.757	0.768
24-jun-13	08:00	26.4	4.94	23.58	8.4	0.44416352	0.772	0.8
24-jun-13	09:00	26.6	5.44	23.57	8.4	0.56205031	0.788	0.832
24-jun-13	10:00	27	6.22	23.59	8.4	0.5772327	0.809	0.876
24-jun-13	11:00	28.3	7.88	23.48	8.4	0.58437736	0.845	0.913
24-jun-13	12:00	29.2	8.43	23.38	8.4	0.56562264	0.855	0.913
24-jun-13	13:00	30.2	8.62	23.39	8.4	0.45577358	0.858	0.913
24-jun-13	14:00	31	8.45	23.46	8.4	0.34056604	0.852	0.913
24-jun-13	15:00	30.7	8.63	23.51	8.5	0.37986164	0.856	0.899
24-jun-13	16:00	30.9	8.33	23.54	8.5	0.34771069	0.85	0.899
24-jun-13	17:00	30.5	7.98	23.54	8.5	0.40754717	0.845	0.899
24-jun-13	18:00	29.9	7.58	23.56	8.5	0.47006289	0.839	0.899
24-jun-13	19:00	29.3	6.95	23.56	8.5	0.53972327	0.826	0.897
24-jun-13	20:00	29	6.39	23.63	8.5	0.57455346	0.813	0.871
24-jun-13	21:00	29	6.28	23.68	8.4	0.57008805	0.81	0.879
24-jun-13	22:00	28.6	5.81	23.73	8.4	0.56651572	0.797	0.855
24-jun-13	23:00	28.4	5.55	23.72	8.4	0.56740881	0.79	0.839

entrenada bajo estos criterios, mismos que se reflejaron al momento de la evaluación. Cabe mencionar que este trabajo propone un avance en el diagnóstico de la calidad del agua en tal tipo de sistemas acuícolas. La creación de un modelo neuronal genera un indicador sobre el comportamiento de los parámetros en el sistema de cultivo. Sin embargo, es necesario realizar mayores estudios para obtener un modelado más completo y preciso del ecosistema en cuestión. La correlación entre parámetros y comportamientos en el manejo del agua es un tema que se ha propuesto como trabajo futuro, pues las mismas redes neuronales permiten de-

tecar estas anomalías, permitiendo establecer una relación entre causa y efecto. Asimismo, se plantea el estudio-modelado de otros parámetros de importancia y su correlación con aspectos de contaminación y/o biológicos del organismo.

Agradecimientos

Los autores quisieran agradecer al Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste S.C., unidad Hermosillo, Sonora; al Instituto Politécnico Nacional, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo brindado en la realización del presente trabajo.

Apéndice A

Canadian Council Ministers of the Environment (CCME)

El índice propuesto por la CCME (2004) se calcula mediante una serie de pasos, los cuales se mencionan a continuación:

- a) Se calcula el porcentaje del número de parámetros que presentan valores fuera del rango óptimo:

$$F_1 = \frac{\text{Número de parámetros fallidos}}{\text{Número total de parámetros}} \times 100$$

- b) El porcentaje de mediciones por parámetro fuera de rango se calcula como:

$$F_2 = \frac{\text{Número total de pruebas fallidas}}{\text{Número total de parámetros}} \times 100$$

- c) Si el valor excede el límite superior del rango:

$$\text{excursión}_i = \frac{\text{Límite}_i}{\text{Valor fuera de rango}_i} - 1$$

- d) Si el valor excede el límite inferior del rango:

$$\text{excursión}_i = \frac{\text{Valor fuera de rango}}{\text{Límite}_i} - 1$$

- e) Suma normalizada de excursiones (*nse*):

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursión}_i}{\text{number of test'}}$$

- f) Función asintótica de escalamiento [0, 100]:

$$F_3 = \frac{nse}{0.01nse + 0.01}$$

- g) Cálculo del índice CCME:

$$\text{CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

Índice de la calidad hidrológico (HI)_c

El índice (HI)_c se desarrolló para diagnosticar la calidad del agua en un rango continuo mediante una asignación de pesos que varían de 0 a 5. Dichos pesos (VW) y el rango (WR) son asignados de forma particular para cada parámetro de la calidad del agua. VW y VR son multiplicados, para obtener un marcador de cada parámetro como sigue:

$$SVS_{\text{var}} = VW_{\text{var}} * WR_{\text{var}}$$

Después se calcula un indicador, involucrando los diferentes parámetros de la calidad del agua mediante la siguiente ecuación:

$$FSS = SVS_{\text{salinidad}} * SVS_{\text{pH}} * SVS_{\text{temperatura}} * SVS_{\text{oxígeno}}$$

Finalmente, se ajusta el índice a un intervalo de [0 – 10] mediante la siguiente expresión:

$$(HI)_c = 0.8546(FSS)^{0.25}$$

El detalle sobre los pesos empleados, rangos y su respectiva asignación puede consultarse con mayor precisión en Beltrame *et al.* (2006) y Ferreira *et al.* (2011).

Referencias

- ACA (2017). Agencia Catalana del Agua, España. Consultado en abril de 2017. Recuperado de <http://www.gencat.net>.
- Arredondo, J., & Ponce, J. (1998). *Calidad del agua en acuicultura: conceptos y aplicaciones*. México, DF: Ed. AGT, S. A.
- Beltrame, E., Bonetti, C., & Bonetti, J. (2006). Pre-selection of areas for shrimp culture in a subtropical Brazilian Lagoon based on multicriteria hydrological evaluation. *Journal of Coastal Research*, 3(39), 1838-1842.
- Belt, T. (1992). Principals of shrimp culture chemotherapy. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. World Aquaculture Society, Orlando, Florida, USA.
- Boyd, C. (1992). Shrimp pond effluents: Observations of the nature of the problem on commercial farms. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. World Aquaculture Society, Orlando, Florida, USA.
- Boyd, C. (1989). *Water quality management and aeration in shrimp farming*. Fisheries and allied aquaculture departmental

- (p. 70). Series No. 2. Alabama: Agricultural Experiments Stations, Auburn University.
- Boyd, C. (2000). Water composition and shrimp pond management. *Global Aquaculture Advocate*, 3(5), 40-41.
- Boyd, C. (2001). Water quality standards: pH. *Global Aquaculture Advocate*, 4(1), 42-44.
- Bower, C., & Bidwell, J. (1978). Ionization of ammonia in seawater: Effects of temperature, pH and salinity. *Journal of the Fisheries Research of Canada*, 35, 1012-1016.
- Carbajal, J., Sánchez, L., & Progrebnyak, O. (2011). Assessment and prediction of the water quality in shrimp culture using signal processing techniques. *Aquaculture International*, Springer, 19(6), 1083-1104.
- Carbajal, J., Sánchez, L., Carrasco, A., & Martínez, J. (2012). Immediate water quality assessment in shrimp culture using fuzzy inference systems. *Expert Systems with Applications*, Elsevier, 40, 5148-5159.
- Carbajal, J., Sánchez, L., Villa, L., Carrasco, A., & Martínez, F. (2013). Water quality assessment in shrimp culture using an analytical hierarchical process. *Ecological Indicators*, Elsevier, 29, 148-158.
- Casé, M., Eskinazi, E., Neumann, S., Eskinazi, E., Schwamborn, R., & Travassos, A. (2008). Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier, 56(7), 1343-1352.
- Casillas, R., Nolasco, H., García, T., Carrillo, O., & Páez, F. (2007). Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds utilizing two different feeding strategies. *Aquacultural Engineering*, 36(2), 105-114.
- Casillas, R., Magallón, F., Portillo, G., & Osuna, P. (2006). Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, Elsevier, 258, 289-298.
- CCME (2004). *An assessment of the application and testing of the Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment for selected water bodies in Atlantic Canada. National indicators and reporting office*. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chien, Y. (1992). Water quality requirements and management for marine shrimp culture (pp. 144-156). *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. World Aquaculture Society, Orlando, Florida, USA.
- Chow, M. (1997). *Methodologies of using neural network and fuzzy logic technologies for motor incipient fault detection*. Singapore: World Scientific.
- Cohen, J., Samocha, T., & Fox, J. (2005). Characterization of water quality factors during intensive raceway production of juvenile *Litopenaeus Vannamei* using limited discharge and biosecure management tools. *Aquacultural Engineering*, Elsevier, 32, 425-442.
- Ferreira, N., Bonetti, C., & Seiffert, W. (2011). Hydrological and water quality indices as management tools in marine shrimp culture. *Aquaculture*, Elsevier, 318, 425-433.
- Fontenot, Q., Bonvillain, C., Kilgen, M., & Boopathy, R. (2007). Effects of temperature, salinity, and carbon: Nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*, Elsevier, 98, 1690-1693.
- Gharibi, H., Sowlat, M., Mahvi, A., Mahmoudzadeh, H., Arabalibeik, H., Keshavarz, M., Karimzadeh, N., & Hassani, G. (2012). Development of a dairy cattle drinking Water Quality Index (DCWQI) based on fuzzy inference systems. *Ecological Indicators*, Elsevier, 20, 228-237.
- Gutiérrez, J. (2004). Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 26(1), 161-172.
- Gutiérrez, J., Riss, W., & Ospina, R. (2006). Bioindicación de la calidad del agua en la sabana de Bogotá-Colombia, mediante la utilización de la lógica difusa neuroadaptativa como herramienta. *Limnología, Caldasia*, 28(1), 45-46.
- Hirono, Y. (1992). Current practices of water quality management in shrimp farming and their limitations. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. Orlando: World Aquaculture Society.
- INECC. (2000). *La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México*. México, DF: Instituto Nacional de Ecología.
- Islam, S., Sarker, J., Yamamoto, T., Wahab, A., & Tanaka, M. (2004). Water and sediment quality, partial mass budget and effluent N loading in coastal brackish water shrimp farms in Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 471-485.
- Lek, S., Guisresse, M., & Giraudel, J. (1999). Predicting stream nitrogen concentration from watershed features using neural networks. *Water Resources*, Pergamon, 3, 3469-3478.
- Lermontov, A., Yokoyama, L., Lermontov, M., & Soares, M. (2009). River quality analysis using fuzzy Water Quality Index: Ribeira do Iguape River watershed, Brazil. *Ecological Indicators*, Elsevier, 9(6), 1188-1197.
- Li, Y., Li, J., & Wang, O. (2006). The Effects of dissolved oxygen concentration and stocking density on growth and non-specific immunity factors in chinese shrimp, *Fenneropenaeus chinensis*. *Aquaculture*, Elsevier, 256, 608-616.
- Lin, J., Cheng, C., & Chau, K. (2006). Using support vector machines for long-term discharge prediction. *Hydrolog. Sci. J.*, 51(4), 599-612.
- Liu, S., Xu, L., Li, D., & Zeng, L. (2014). Online prediction for dissolved oxygen of water quality based on support vector machine with time series similar data. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 30(3), 155-162.
- Ma, Z., Song, X., Wan, R., Gao, L., & Jiang, D. (2014). Artificial neural network modeling of the water quality in intensive

- Litopenaeus vannamei* shrimp tanks. *Aquaculture*, Elsevier, 433, 307-312.
- Martínez, L. (1994). *Cultivo de camarones peneidos, principios y prácticas*. México, DF: Ed. AGT Editor, S.A.
- Muttill, N., & Chau, K. (2006). Neural network and genetic programming for modelling coastal algal blooms. *International Journal of Environment and Pollution*, 28(3), 223-238.
- NSF (2017). National Sanitation Foundation International. Consultado en abril, 2017. Recuperado de <http://www.nsf.org.es>.
- Ocampo, W., Ferré, N., Domingo, J., & Schuhmacher, M. (2006). Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case of study. *Environment International*, Elsevier, 32, 733-742.
- Páez, F. (2001). *Camaronicultura y medio ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (pp. 271-298). México, DF: UNAM.
- Principe, J., Luliano, N., & Lefebvre, W. (2000). *Neural and adaptative systems: Fundamentals through simulations*. New York: John Wiley & Sons.
- Ramesh, S., Sukumaran, N., Murugesan, A., & Rajan, M. (2010). An innovative approach of drinking water quality index: A case study from Southern Tamil Nadu, India. *Ecological Indicators*, Elsevier, 10(4), 857-868.
- Riss, W., Ospina, R., & Gutiérrez, J. (2002). Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Limnología*, Caldasia, 24(1), 135-156.
- Romero, C., & Shan, J. (2005). Development of an artificial neural network-based software for prediction of power plant canal water discharge temperature. *Expert Systems with Applications*, Elsevier, 29, 831-838.
- Semarnap (1996). *NOM-001-ECOL-1996*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
- Semarnat (2017). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Consultado en abril, 2017. Recuperado de <http://www.semarnat.gob.mx>.
- Sharma, V., Negi, S., Rudra, R., & Yang, S. (2003). Neural network for predicting nitrate-nitrogen in drainage water. *Agricultural Water Management*, Elsevier, 63, 169-183.
- Shen, X., Chen, M., & Yu, J. (2009). *Water environment monitoring system based on neural networks for shrimp cultivation* (pp. 427-431). International Conference on Artificial Intelligence and Computational Intelligence, Shanghai, China.
- Simões, F., Moreira, A., Bisinoti, M., Nobre, S., & Santos, M. (2008). Water Quality Index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecological Indicators*, Elsevier, 8, 476-484.

Dirección institucional de los autores

Dr. José Juan Carbajal Hernández
Dr. Luis P. Sánchez Fernández

Instituto Politécnico Nacional
Centro de Investigación en Computación
Laboratorio de Sistemas Inteligentes para la Automatización
Av. Juan de Dios Bátiz s/n, Col. Nueva, Industrial Vallejo,
Gustavo A. Madero
07738 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5729 6000, ext. 56540
jcarbajalh@cic.ipn.mx
lsanchez@cic.ipn.mx

Dr. Ignacio Hernández Bautista

Instituto Tecnológico de León
Av. Tecnológico s/n, Industrial Julián de Obregón
37290 León, Guanajuato, MÉXICO
Tel.: +52 (477) 7105 200
ignaciohb@gmail.com

Dr. Jorge Hernández López

Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste
Hermosa 101, Los Ángeles
83106 Hermosillo, Sonora, MÉXICO
Tel.: +52 (662) 2131 593
jhlopez04@cibnor.mx



Cromatógrafo de líquidos de alta resolución (HITACHI-ELITE LaChrom).

Foto: Marcela Vazquez Francisca.

Presencia de ftalatos en agua embotellada comercializada en la Ciudad de México y su migración durante el almacenamiento a diferentes temperaturas

• Marcela Vazquez • Rey Gutiérrez • J. Jesús Pérez •
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México

• Arturo Escobar •
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México/Centro Nacional de Sanidad Agropecuaria, Cuba

• Juan G. Rivera •
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México

• Salvador Vega* •
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México

*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-06

Resumen

Vazquez, M., Gutiérrez, R., Pérez, J. J., Escobar, A., Rivera, J. G., & Vega, S. (septiembre-octubre, 2017). Presencia de ftalatos en agua embotellada comercializada en la ciudad de México y su migración durante el almacenamiento a diferentes temperaturas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 91-103.

El objetivo de este estudio fue investigar la presencia de ftalatos en cuatro marcas de agua embotellada y evaluar el efecto de la temperatura en la migración a través del tiempo. Se realizó un muestreo durante seis meses de cuatro marcas comercializadas en la Ciudad de México, para determinar el contenido de esteres de ftalatos por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, por sus siglas en inglés) y se evaluó la migración de los esteres de ftalato en el agua a partir de sus envases plásticos (1.5 l) a distintas temperaturas (8 ± 2 °C; $22-25$ °C; y 35 ± 1 °C) durante 70 días. En las cuatro marcas de agua embotellada se identificaron el ftalato de dibutilo (DBP, por sus siglas en inglés), ftalato de benzil butilo (BBP, por sus siglas en inglés) y ftalato de di-(2-etil-hexilo) (DEHP, por sus siglas en inglés), con una frecuencia de 54, 25 y 96%, respectivamente. En la marca 1, dos muestras sobrepasaron el límite permisible para este compuesto ($6 \mu\text{g L}^{-1}$); mientras en los ftalatos DBP y BBP, sus valores se encuentran por debajo del límite umbral establecido por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos de 455 y $100 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. El DEHP fue el más abundante en las muestras investigadas. Se observó un incremento de DEHP a los 70 días, alcanzando la saturación en todos los tratamientos evaluados. Estos resultados alertan a las instancias reguladoras de la necesidad de contar con

Abstract

Vazquez, M., Gutiérrez, R., Pérez, J. J., Escobar, A., Rivera, J. G., & Vega, S. (September-October, 2017). Presence of phthalates in bottled water sold in Mexico City and their migration when stored at different temperatures. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 91-103.

The objectives of this study were to research the presence of phthalates in 4 brands of bottled water and assess the effect of temperature on migration over time. Sampling was conducted over 6 months with 4 different water brands sold in Mexico City, in order to determine their phthalate ester content using high-performance liquid chromatography (HPLC). In addition, the migration of phthalate esters from their plastic containers (1.5 L) to the water was evaluated over 70 days at 3 temperatures (8 ± 2 °C; $22-25$ °C; 35 ± 1 °C). Dibutyl phthalate (DBP), benzyl butyl phthalate (BBP), and di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) were identified in all 4 brands of bottled water, with frequencies of 54, 25 and 96%, respectively. Two samples of brand 1 exceeded the allowable limit for this compound ($6 \mu\text{g L}^{-1}$), while DBP and BBP phthalate levels were below the limit set by United States Environmental Protection Agency (EPA) of 455 and $100 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively. DEHP was the most abundant phthalate in the samples studied, which increased over the 70 days and reached saturation in all the treatments evaluated. These results alert regulatory agencies to the need to establish programs to monitor bottled water so as to evaluate DEHP and other phthalates that have been directly linked to endocrine diseases worldwide.

Keywords: Phthalates, bottled water, migration, temperature, storage.

programas de monitoreo para el DEHP y otros ftalatos que se han relacionado de forma directa con enfermedades endocrinas a nivel global.

Palabras clave: ftalatos, agua embotellada, migración, temperatura, almacenamiento.

Recibido: 19/04/2016

Aceptado: 01/04/2017

Introducción

El consumo de agua embotellada en el mundo se ha incrementado de forma considerable no sólo en cantidad sino en variedad de formas comerciales. Asia, Europa y América del Norte son los mayores consumidores de agua embotellada con el 31, 28.2 y 23.7%, respectivamente, del consumo total (EFBW, 2016). El promedio per cápita por año de consumo de agua embotellada en el ámbito global osciló desde 4.6 l hasta 234 l en 2014, donde México es el principal consumidor, con un promedio de 234 l per cápita por año, seguido de Italia y los Emiratos Árabes, con 186 y 153.5 l, respectivamente (Casajuana & Lacorte, 2003; El Economista, 2010).

Hay diferentes categorías de agua embotellada según su origen: agua mineral natural, agua de manantial y agua potable embotellada (denominada agua tratada). Estas aguas embotelladas son reguladas por la Directiva 2009/54 / CE (UE, 2009) y la Directiva 98/83/CE (UE, 1998) para el análisis químico y pruebas microbiológicas.

Estudios recientes en México han demostrado la presencia de contaminantes químicos y microbiológicos en agua embotellada, donde sugieren se realicen programas de monitoreo que garantice la calidad e inocuidad de la misma, pues la presencia de tales elementos puede ser un peligro para la salud humana (Arévalo-Pérez, Martínez-León, Lemus-Pérez, & Rodríguez-Susa, 2014; Gutiérrez, Vega, Ortiz, & Schettino, 2012; Ortiz, Schettino, Gutiérrez, Díaz, & Vega, 2010).

En los últimos años se ha dado a conocer un listado de contaminantes emergentes, que se identifican como problemas importantes en la química ambiental y han despertado un

interés creciente por su potencial riesgo para la salud; entre ellos aparecen los ftalatos en agua embotellada (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012; Yang, Yen, & Wang, 2014).

Los esteres de ftalatos (EF) son empleados de forma amplia como aditivos en la manufactura de plástico, pinturas y cosméticos, para incrementar flexibilidad, transparencia y durabilidad (Kissin, Liu, Pollick, Brungard, & Chang, 2008). Existen más de 30 tipos de ftalatos, sin embargo los más utilizados son los siguientes: ftalato de di-(2-etil-hexilo) (DEHP, por sus siglas en inglés); ftalato de diisononilo (DINP, por sus siglas en inglés); ftalato de diisodécilo (DIDP, por sus siglas en inglés); ftalato de benzil butilo (BBP, por sus siglas en inglés), y ftalato de dibutilo (DBP, por sus siglas en inglés) (Cano, Cerezo, & Urbina, 2008). La concentración de estos plastificantes en una matriz varía de 1 a 80% del peso total de producto; tales interacciones son muy débiles y conducen a la lixiviación de los ftalatos, a partir de los materiales de plástico (Guart, Bono-Blay, Borrell, & Lacorte, 2014; Moreira, Andre, & Cardeal, 2014; Xu *et al.*, 2010). Por otra parte, existe un conjunto de factores que favorecen esta emigración, como pH, tiempo de contacto y temperatura de almacenamiento, entre otros (Guart *et al.*, 2014).

En México, los estudios de la presencia de ftalatos en agua embotellada son escasos y sólo se conoce un trabajo publicado en la *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo* (García, Bustamante, & García, 2013); por otra parte, existe una gran variedad de marcas de agua embotellada que se comercializan en la Ciudad de México y no se informa si las concentraciones de ftalatos se encuentran dentro de los valores recomendados por la Agencia de Protección de Medio Ambiente de

Estados Unidos (EPA) para diferentes ftalatos (EPA, 2015). Asimismo, no se conoce el efecto de la temperatura en las concentraciones de los esteres de ftalatos durante el almacenamiento.

Por todo lo anterior, el objetivo de este estudio fue detectar y cuantificar la presencia de esteres de ftalatos en cuatro marcas de agua embotellada comercializadas en la Ciudad de México y evaluar el efecto de la temperatura en la migración de esteres de ftalatos a través del tiempo.

Materiales y métodos

Toma de muestras

Se llevó a cabo un muestreo aleatorio de cuatro marcas de agua en establecimientos de autoservicio ubicados al sur de la Ciudad de México por un periodo de seis meses (de julio a diciembre de 2014), para un total de 24 muestras de agua embotellada en envases de plástico tipo PET en presentaciones de 1.5 l ($n = 6$ muestras por marca). Tres de las marcas corresponden con las de mayor consumo en México (Profeco, 2007).

Efecto de la temperatura en la concentración de esteres de ftalatos durante el almacenamiento de aguas embotelladas

A partir de un lote único proveniente de la marca 1 (número de lote: 159), en presentación de 1.5 l, se prepararon tres grupos de muestras para ser almacenadas a temperatura ambiente (22-25 °C); temperatura de refrigeración (8±2 °C) y temperatura de 35±1 °C, que fueron analizadas en el tiempo cero hasta los 70 días, con un intervalo de siete días entre los muestreos, para un total de 11 muestras por tratamiento.

Preparación de la muestras

La extracción de la muestra se realizó mediante líquido-líquido, descrito por Amiridou y Voutsas (2011), con algunas modificaciones que a continuación se describen: se tomaron 250 ml de la muestra y se depositaron en un

embudo de separación de 500 ml; se agregaron 50 ml de *n*-hexano y la mezcla se agitó de modo vigoroso por un minuto; se dejó reposar durante cinco minutos; se repitió el proceso en dos ocasiones. Una vez que se separaron las dos fases (orgánica y acuosa), se desechó la fase acuosa y la fase orgánica se recuperó en un matraz redondo de 125 ml, pasándolo por un papel filtro (Whatman, núm. 2), con 1 g de sulfato de sodio anhidro; cada muestra se hizo por triplicado.

Posteriormente se unieron las fases orgánicas y se evaporó hasta sequedad a temperatura (40 °C) y presión constante en un rotoevaporador (Büchi, Alemania). La muestra se conservó en refrigeración (8±2 °C) hasta su análisis. Al momento de su análisis se resuspendió en 1 ml de acetonitrilo.

Análisis instrumental

Los ftalatos se determinaron en un cromatógrafo de líquidos de alta resolución, acoplado a un detector UV-visible a 230 nm (Hitachi Elite LaChrom), empleando una columna XTerra RP 18 (150 x 3 mm, con un tamaño de partícula de 5 µm), y como fase móvil un sistema de gradiente binario, donde la fase A está compuesta por metanol, y la fase B por agua destilada ultra pura (de 0 a 6 min, 50%, fase A; de 6 a 18 min, 70%, fase A; de 18 a 25 min, 100%, fase A, y de 25 a 30 min, 50%, fase A), para un tiempo total de 30 minutos, con un flujo de 0.7 ml min⁻¹ y un volumen de inyección de 20 µl, empleando un automuestreador (Hitachi L-2200).

Reactivos y materiales

Los estándares de ftalatos: ftalato de dietilo (DEP, por sus siglas en inglés) (CAS núm. 84-66-2); ftalato de dibutilo (DBP) (CAS núm. 84-74-2); ftalato de di-(2-etil-hexilo) (DEHP) (CAS núm. 117-81-7), y ftalato de diisononilo (DINP) (CAS núm. 28553-12-0); todos, con una pureza entre 98 y 99.5%, fueron adquiridos en la empresa Sigma Aldrich Chemistry; mientras que el ftalato de benzil butilo (BBP) se adquirió de la compañía Supelco.

Todos los solventes orgánicos (grado HPLC) y los reactivos químicos (calidad reactivo) provienen de la casa comercial J. T. Baker.

El agua ultra pura se obtuvo a partir de un purificador ELGA Purelab Flex, con una conductividad de 18.2 Ω M.

Cuantificación y parámetros del desempeño del método

La identificación de los compuestos se efectuó mediante el método del estándar externo con el procesador de datos EZ Chrom Elite Versión 3.3.2 SP2, basado en los tiempos de retención y la cuantificación de los ftalatos, a partir del área bajo el pico (factor de respuesta, mVs) *versus* la curva de calibración. La linealidad del método fue probada con estándares de calibración en cinco niveles de concentración. Un ajuste lineal de las proporciones de los compuestos estudiados mostró altos coeficientes de correlación ($R^2 > 0.999$). El límite de detección y cuantificación se procedió a partir de 3 y 10 veces el valor de la desviación estándar de la concentración más baja de la curva de calibración de cada ftalato ($n = 7$); el límite de detección (LD) fue de 0.6, 0.3, 0.3, 1.9 y 0.7 $\mu\text{g l}^{-1}$ para DEP, DBP, BBP, DEHP y DINP, respectivamente; mientras que el límite de cuantificación (LQ) fue de 0.8, 0.3, 0.4, 2.6 y 0.9 $\mu\text{g l}^{-1}$ para DEP, DBP, BBP, DEHP y DINP, respectivamente. El recobrado se realizó con la menor concentración de cada ftalato en la curva de calibración (valor entre paréntesis), obteniendo valores de 105.8 ± 7.1 , 104.1 ± 1.4 , 89.5 ± 7.2 , 83.3 ± 4.7 y 60.3 ± 2.9 % para DEP (0.125 $\mu\text{g ml}^{-1}$), DBP (0.062 $\mu\text{g ml}^{-1}$), BBP (0.062 $\mu\text{g ml}^{-1}$), DEHP (0.5 $\mu\text{g ml}^{-1}$) y DINP (0.25 $\mu\text{g ml}^{-1}$), respectivamente. La repetibilidad y reproducibilidad para los diferentes ftalatos oscilaron entre 2.2 y 10.6, y 4.3 y 21.2, respectivamente. Los resultados de recobrados y precisión para los ftalatos mencionados están dentro de los intervalos establecidos por la NMKL (2009), la cual indica que el recobrado debe estar entre intervalo de confianza de 95% (promedio \pm 2DS), y que la desviación típica de la repetibilidad (S_r) debe estar entre $\frac{1}{2}$ y $\frac{2}{3}$ del valor de la desviación típi-

ca de la reproducibilidad (SR). En este análisis, S_r representó el 50.2% de SR.

Análisis estadístico

Se realizó un anova para el tratamiento estadístico de los resultados de las diferentes marcas, empleando el test de Kruskal–Wallis. Se analizó una regresión lineal en relación con la presencia de ftalato en función del tiempo. Se hizo un análisis descriptivo de todas las variables analizadas. Todos los análisis estadísticos se efectuaron mediante el paquete de *software InfoStat* versión 2010 (Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina).

Resultados y discusión

Existen más de 30 tipos de esteres de ftalatos empleados de forma indistinta en la industria del plástico. En nuestras condiciones analizamos cinco esteres de ftalatos en las diferentes marcas de agua embotelladas y sólo se identificaron tres compuestos: DBP, BBP y DEHP, con una frecuencia de 54, 25 y 96%, respectivamente.

En la figura 1 se muestra el patrón de ftalatos obtenidos por las diferentes marcas de agua embotelladas, no existiendo diferencia significativa ($p < 0.05$) para ninguno de los ftalatos entre las marcas. En el cuadro 1 se tienen las concentraciones obtenidas para los tres ftalatos identificados, donde el DEHP presentó la mayor concentración con relación a DBP y BBP en todas las marcas; en la marca 2 predominaron los tres ftalatos (66%), y en el resto de las marcas prevalecieron el DBP y DEHP.

En un estudio realizado en Tailandia, se analizaron los siguientes compuestos: DMP, DEP, DBP y DEHP en agua embotellada, con dos tipos de materiales (tereftalato de polietileno (PET) y polietileno (PE)), encontrando la mayor frecuencia en DMP, seguido de DEP, DEHP y DBP, con valores de 58, 33, 25 y 17%, respectivamente (Kanchanamayoon, Prapatpong, Chumwangwapee, & Chaithongrat, 2012). En Arabia Saudita, de seis marcas de

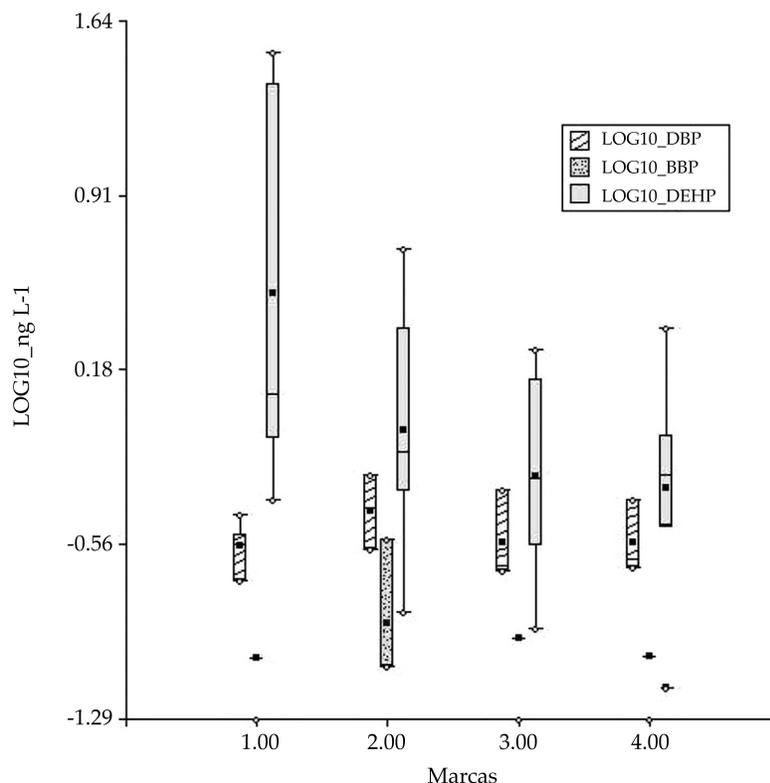


Figura 1. Resultados de ftalatos en diferentes marcas de agua embotellada comercializadas en la Ciudad de México (línea dentro de la caja = mediana; punto negro = media; líneas con bigotes y punto blanco = percentiles al 10 y 95%).

Cuadro 1. Presencia de esteres de ftalatos en diferentes marcas de agua embotellada comercializadas en la Ciudad de México.

Marcas	DBP ($\mu\text{g l}^{-1}$)			BBP ($\mu\text{g l}^{-1}$)			DEHP ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	Mediana \pm EE (n)	mín	máx	Mediana \pm EE (n)	mín	máx	Mediana \pm EE (n)	mín	máx
1	0.280 \pm 0.040 (4)	0.200	0.370	0.090 \pm 0 (1)			1.190 \pm 6.860 (5)	0.430	32.390
2	0.400 \pm 0.080 (4)	0.270	0.540	0.150 \pm 0.070 (3)	0.090	0.290	0.720 \pm 0.730 (6)	0.150	4.840
3	0.300 \pm 0.080 (3)	0.220	0.470	0.110 \pm 0 (1)			0.810 \pm 0.290 (6)	0.120	1.830
4	0.240 \pm 0.070 (3)	0.222	0.430	0.100 \pm 0 (1)			0.560 \pm 0.320 (6)	0.070	2.260

agua embotellada envasadas en PET y PE, se evaluaron seis ftalatos (DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP y ftalato de di-n-octilo (DOP, por sus siglas en inglés)), encontrando la mayor concentración en el BBP (Mousa, Basheer, & Rahman-Al-Arfaj, 2013). En Jordania, un estudio hecho en agua embotellada analizó seis ftalatos (DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP y DOP, y se identificaron sólo DBP, DEHP y DOP)

(Zaater, Tahboub, & Al-Sayyed, 2014). Estos estudios, así como otros que aparecen en el cuadro 2, corroboran que los ftalatos mencionados son los más frecuentes analizados en el ámbito global y que el patrón puede variar en función de la composición del envase plástico o la calidad del agua en la planta embotelladora (Casajuana & Lacorte, 2003; Al-Saleh, Shinwari, & Alsabbaheen, 2011).

Cuadro 2. Resumen de ftalatos en agua embotellada informado en el periodo 2010-2016 en diferentes países.

Ftalatos estudiados	Concentración (\bar{x} o intervalo)	Material empleado en los envases plásticos	Referencia
DEHP, DBP, DEP, DMP, BBP y DNOP	DEHP (0.35 $\mu\text{g l}^{-1}$) DBP (0.044 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEP (0.033 $\mu\text{g l}^{-1}$)	PET 1 y PC 7 Tipo de color claro (CL), azul, ligero (LB), oscuro (DB) y blanco (W)	Amiridou y Voutsas 2011
DMP, DEP, DBP, BBP y DEHP	DEP (1.7-230 $\mu\text{g l}^{-1}$) BBP (4.5 \pm 3 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEHP(0.66 \pm 0.21 $\mu\text{g l}^{-1}$)	PET	Al-Saleh et al., 2011
DMP, DMTP, DMIP, DBP, BBP y DEHP	DMP(0.005-125 $\mu\text{g l}^{-1}$) DBP (0.058-0.220 $\mu\text{g l}^{-1}$) BBP (0.077-0.131 $\mu\text{g l}^{-1}$)	No reportado	Guart et al., 2014
DiBP, DBP, BBP y DEHP	DiBP (0.003-0.20 $\mu\text{g l}^{-1}$) DBP (0.066-0.80 $\mu\text{g l}^{-1}$) BBP. (0.006-0.10 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEHP(0.016-1.70 $\mu\text{g l}^{-1}$)	PET	Keresztes, Tatar, Czegeny, Zaray y Mihucz, 2013
DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP y DOP	DBP (0.32-22.340 $\mu\text{g l}^{-1}$) BBP (0.10-124.5 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEHP (0.01-75 $\mu\text{g l}^{-1}$)	PET PVC	Mousa et al., 2013
DBP, DEHP, BBP, DEP, DHP, DMP, DNOP y DINP	DBP (0.06-0.07 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEHP(1.20-1.60 $\mu\text{g l}^{-1}$)	No reportado	Otero et al., 2015
DEP, DBP, BBP, DEHP y DOP	DBP (1.9-13.9 $\mu\text{g l}^{-1}$) DEHP(1.1-4.9 $\mu\text{g l}^{-1}$) DOP (1.8-6 $\mu\text{g l}^{-1}$)	No reportado	Zaater et al., 2014
DEP	DEP (0.2-0.76 $\mu\text{g l}^{-1}$)	PTE	Zare et al., 2015
DEHP, BBP, DBP, DEP, DMP y DOP	DEHP (2.5-2.7 $\mu\text{g l}^{-1}$)	No reportado	García et al., 2013

En este trabajo no se analizó el DMP, aspecto que debe ser corroborado en otros estudios empleando un estándar externo o por espectrometría de masa, pues en el perfil cromatográfico obtenido en nuestras condiciones aparece un pico delante de DEP en las muestras que pudiera ser el mismo; sin embargo, al no poder confirmarse, no se cuantificó.

Las concentraciones encontradas en este trabajo para DBP, BBP y DEHP están en la misma magnitud que lo informado por otros autores en concentraciones que oscilan entre 0.044-1.23 $\mu\text{g l}^{-1}$, 0.006-124.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ y 0.016-75 $\mu\text{g l}^{-1}$ para DBP, BBP y DEHP, respectivamente (cuadro 2).

De los diferentes compuestos de ftalatos identificados en agua, sólo el DHEP aparece en el listado de sustancias prioritarias relacionado con las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (UE, 2008). Asimismo, para el DHEP, la Organización Mundial de la

Salud y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos han establecido límites máximos permisibles (LMP) de 8 y 6 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente (WHO, 2008; FDA, 2012). En el cuadro 3 se muestra un resumen de las concentraciones de DHEP presentes en las 24 muestras, donde dos muestras (8.3%) sobrepasan el límite máximo permisible de 6 $\mu\text{g l}^{-1}$; el resto de las muestras (91.7%) cumple con el valor recomendado. Los resultados obtenidos en este trabajo se encuentran en el mismo orden de magnitud que lo reportado en un estudio previo en la Ciudad de México, donde en tres muestras de agua los valores oscilaron entre 2.5 y 2.7 $\mu\text{g l}^{-1}$ (García et al., 2013). Las muestras que sobrepasaron LMP de DHEP en agua embotellada presentaron valores altos de 24 y 32 $\mu\text{g l}^{-1}$ y pertenecen a la marca 1; estos resultados son 10 veces superiores a los intervalos reportados para este compuesto a nivel global

a temperatura ambiente, que oscila entre 0.1 y 5 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Keresztes, Tatar, Czegeny, Zaray, & Mihucz, 2013; Otero et al., 2015; Zaater et al., 2014); sin embargo el agua mineral y el empleo de conservantes en bebidas favorecen la migración de los ftalatos y pueden alcanzar valores hasta de 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ y 136 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente (Bosnir et al., 2007). Por otra parte, existe una tendencia a mencionar que el almacenamiento prolongado del agua en estos envases también incrementa la concentración de DHEP (Casajuana & Lacorte, 2003; Keresztes et al., 2013; Guart et al., 2014); sin embargo, en otros estudios se plantea una disminución con el tiempo o no existe diferencia significativa (Amiridou & Voutsas, 2011). En las dos muestras que sobrepasaron el LMP se descarta la posibilidad de una contaminación por parte del procedimiento, porque en cada lote de análisis se emplea un blanco de reactivo para verificar esta posible hipótesis; por otra parte, la dispersión de los resultados encontrados por DHEP en las muestras (cuadro 3) corrobora que no existe un error sistemático en el procedimiento, lo cual nos hace pensar que los altos valores encontrados en las dos muestras de una misma marca pueden deberse a tiempos prolongados de almacenamiento o contaminación durante el proceso de producción, pues corresponden a diferentes lotes.

Para los compuestos DEP, DBP y DMP no existen legislaciones actuales en agua embotellada para el consumo humano, sin embargo se han establecido valores de recomendación o umbrales por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) para DEP, DBP y DMP de 555, 455 y 5 000 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente (Kanchanamayoon et al., 2012). Asimismo, en otro trabajo de la misma agencia, se propuso para el BBP un valor de 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Mousa et al.,

2013). En este trabajo, ambos compuestos están por debajo en dos órdenes de magnitud de los valores de recomendación o umbrales propuestos por la EPA, y en el mismo orden de magnitud que los reportados por otros trabajos (Amiridou & Voutsas, 2011; Guart et al., 2014; Keresztes et al., 2013).

La presencia de ftalatos en agua y alimentos se considera en la actualidad como nuevo contaminante emergente que afecta la inocuidad de los alimentos (Borchers, Teuber, Keen, & Gershwin, 2010; Pintado-Herrera, González-Mazo, & Lara-Martín, 2013). Las normas oficiales mexicanas que abordan el tema de salud ambiental del agua para uso y consumo humano (NOM-041-SSA1-1993; NOM-201-SSA1-2002) no regulan la presencia de estas sustancias, por ello la importancia de los estudios efectuados en agua embotellada en México (García et al., 2013) y de este trabajo, que alertan a las instancias reguladoras de la necesidad de contar con programas de monitoreo para el DEHP y otros ftalatos que se han relacionado de forma directa con enfermedades endocrinas a nivel global.

Efecto de la temperatura en la concentración de esteres de ftalatos durante el almacenamiento de aguas embotelladas

Es conocido que durante la fabricación de diferentes tipos de plásticos se emplean distintos plastificantes (ácido ftálico o ftalatos) para incrementar su elasticidad; sin embargo, al no estar químicamente ligados a la matriz plástica, pueden migrar, aspecto que se favorece por el incremento de la temperatura, el volumen del envase plástico y el pH, entre otros (Keresztes et al., 2013; Xu et al., 2010).

Cuadro 3. Frecuencia de ocurrencia de DHEP en agua embotellada comercializadas en la Ciudad de México por intervalo de concentración.

DHEP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Nd	0.08-0.5	0.51-1.0	1.1-5.9	> 6
Nd	1	10	5	6	2
%	4.2	41.7	20.8	25.0	8.3

Nd = no detectado.

En la figura 2 se muestra la frecuencia de esteres de ftalatos en agua embotellada para distintas temperaturas de almacenamiento, detectando DEHP y DBP en los tres tratamientos, con una concentración (mediana \pm EE) de 1.015 ± 0.099 y $0.274 \pm 0.012 \mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente; BBP y DINP se encuentran sólo en 9 y 30% de las muestras analizadas, con valores de mediana de 0.155 ± 0.013 y $0.108 \pm 0.035 \mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente.

La baja frecuencia de BBP puede estar relacionada con las características físico-químicas del mismo, donde la mayor frecuencia aparece en el tratamiento de $8 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$. En los otros tratamientos sólo se identificó en una muestra. Este comportamiento fue similar cuando se analizaron las cuatro marcas de agua a temperatura ambiente, donde la incidencia fue del 25%. Un estudio donde se evaluó la presencia de esteres de ftalato en 10 marcas de agua embotellada almacenadas a $4 \text{ }^\circ\text{C}$ y temperatura ambiente encontró que el BBP presentó mayor concentración en temperatura de refrigeración que a temperatura ambiente (Al-Saleh *et al.*, 2011); esto concuerda con los resultados obtenidos

en este trabajo. Por otra parte, otros estudios no detectan este tipo de compuesto en agua embotellada (Amiridou & Voutsas, 2011; Otero *et al.*, 2015).

El DINP, como se muestra en la figura 2, aparece con mayor incidencia sólo en el tratamiento de temperatura ambiente (73%), con un valor de mediana de $0.100 \pm 0.043 \mu\text{g l}^{-1}$; tal resultado no se corresponde con lo reportado en las cuatro marcas estudiadas en este trabajo, que no fue detectado, por lo que pensamos que pudo ser alguna contaminación cruzada del procedimiento, pues la presencia de dicho compuesto en agua embotellada no ha sido reportado por otros autores (Otero *et al.*, 2015) y la emigración del mismo a partir del plástico (PVC) es muy baja (Al-Natsheh, Alawia, Fayyada, & Tarawneh, 2015).

El DHEP presentó las mayores concentraciones en los tres tratamientos, aspecto que fue similar cuando se estudiaron las cuatro marcas en este trabajo, existiendo un incremento con la temperatura (figura 3), sin existir diferencia significativa entre los tratamientos ($p = 0.6202$). En la figura 4 se muestran los gráficos de linealidad

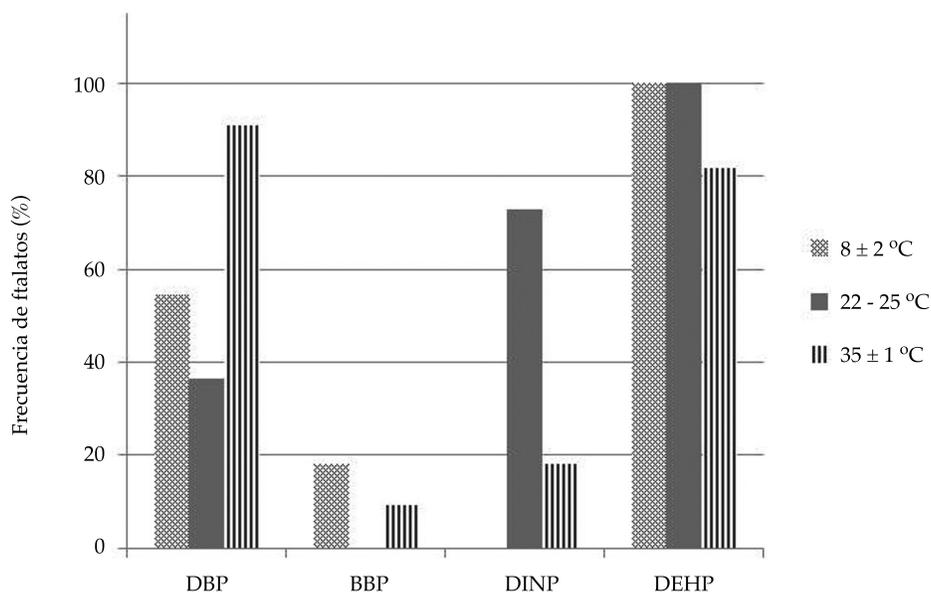


Figura 2. Prevalencia de esteres de ftalatos en agua embotellada para distintas temperaturas de almacenamiento.

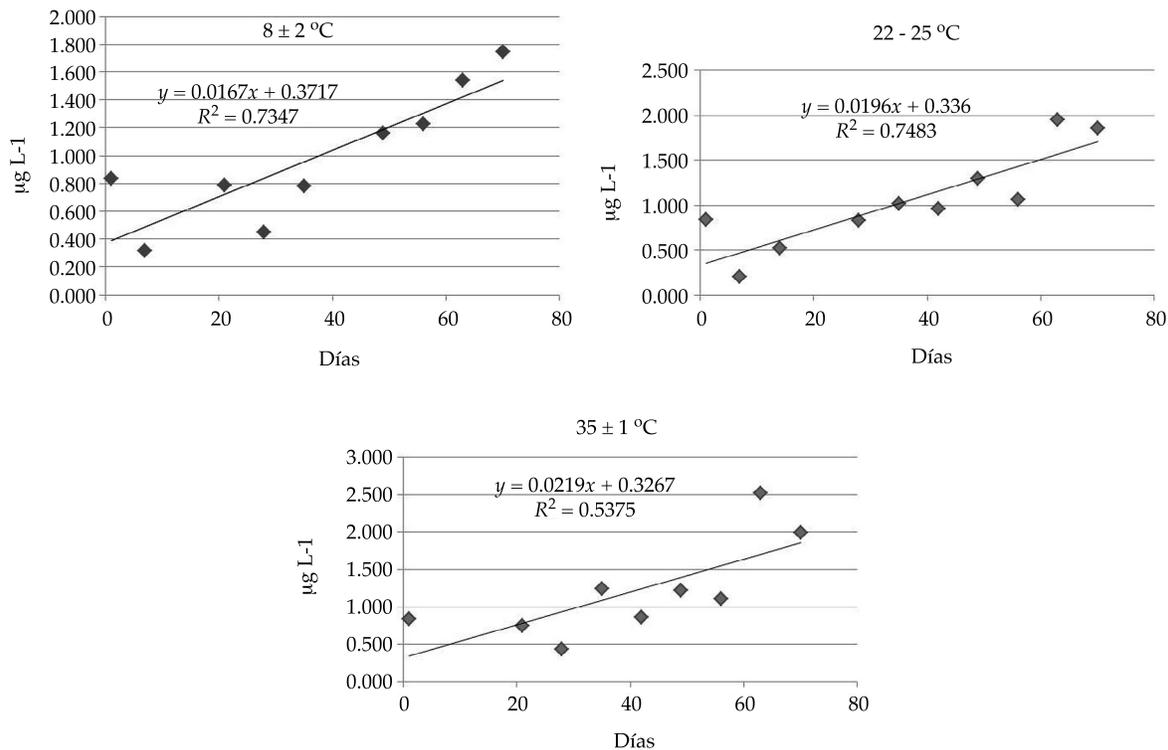


Figura 3. Comportamiento en el tiempo del ftalato de di-(2-etil-hexilo) (DEHP) en los tres tratamientos.

para el DEHP a los diferentes tratamientos y no para el resto de los ftalatos, por no mostrar un comportamiento homogéneo en todos los casos. La recta fue significativa ($p < 0.05$) y denotó un coeficiente de correlación de 0.7, lo que corroboró que la temperatura influye de forma directa en la migración de los esteres de ftalatos, en conjunto con el tiempo de almacenamiento; aspectos que han sido discutidos por otros autores (Casajuana & Lacorte, 2003; Xu *et al.*, 2010; Zaater *et al.*, 2014).

En la figura 5 se muestra el incremento de DEHP a los 35 y 70 días. Se observa que el almacenamiento a temperatura refrigerada inhibe la migración en los tiempos iniciales, pero a medida que el almacenamiento es mayor, se van igualando las concentraciones en los tiempos finales; al parecer se alcanza la máxima saturación del compuesto en esas condiciones. Este efecto de saturación se describió en un estudio realizado en agua mine-

ral embotellada cuando se almacenó durante 1 200 días a la temperatura de 22 °C; a partir de los 44 días se incrementó su valor inicial de 0.35 a 1.5 hasta los 25 meses y después se mantuvo constante (Keresztes *et al.*, 2013). Las diferencias que existen en la literatura en relación con la presencia de esteres de ftalatos, la concentración y el tiempo de saturación, entre otros, está dado fundamentalmente por la variabilidad y composición de los plásticos, así como de los procesos tecnológicos empleados en su fabricación (Guart, Bono-Blay, Borrell, & Lacorte, 2011; Guart *et al.*, 2014).

Conclusiones

Se encontró que el DEHP estuvo presente en todas las marcas comercializadas de agua embotelladas en la Ciudad de México; en la marca 1, dos muestras sobrepasaron el límite permisible para este compuesto ($6 \mu\text{g l}^{-1}$), mientras los

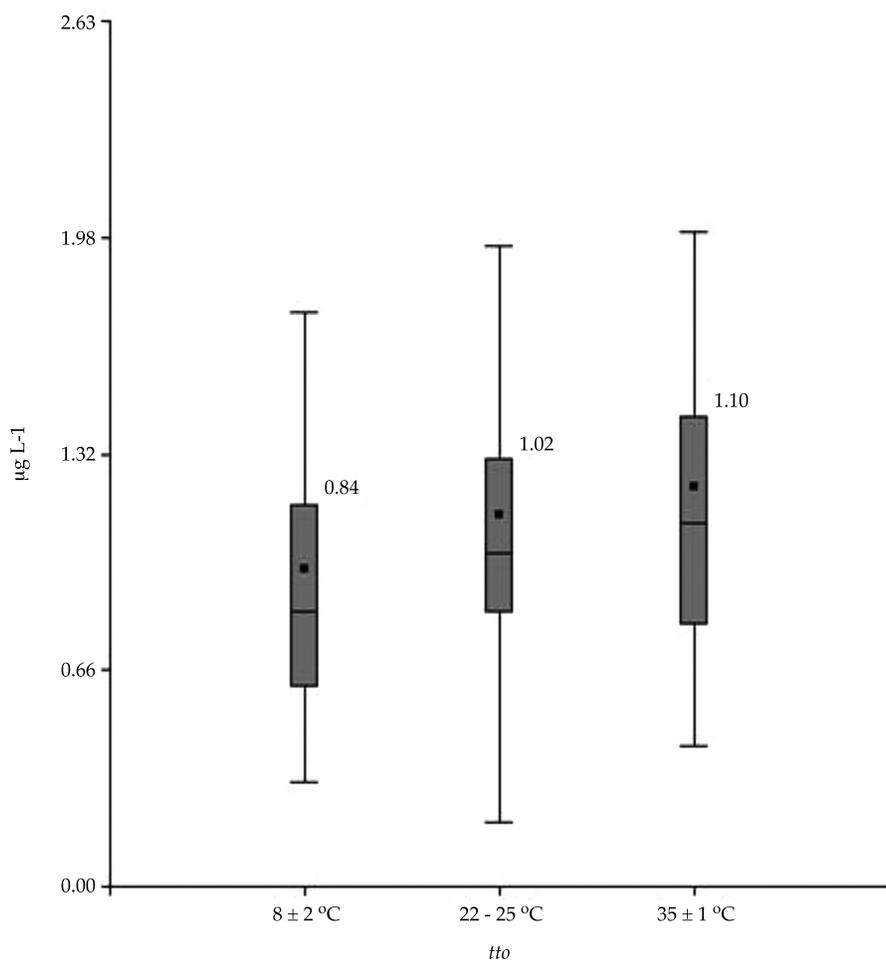


Figura 4. Concentración de di-(2-etil-hexilo) (DEHP) en agua embotellada expuesta a diferentes tratamientos (línea dentro de la caja = mediana; punto negro = concentración media; línea con saeta = valor mínimo y máximo).

valores de los ftalatos DBP y BBP se encuentran por debajo del límite umbral establecido por la EPA.

El incremento de la temperatura y el almacenamiento favorece la migración del DEHP en los envases plásticos de agua embotellada, llegando a una saturación a los 70 días.

Estos resultados alertan a las instancias reguladoras de la necesidad de contar con programas de monitoreo para el DEHP y otros ftalatos que se han relacionado de forma directa con disruptores endocrinos capaces de imitar o bloquear la acción de las hormonas naturales que afectan las funciones biológicas en animales y seres humanos.

Referencias

- Al-Saleh, I., Shinwari, N., & Alsabbaheen, A. (2011). Phthalates residues in plastic bottled waters. *J. Toxicol. Sci.*, 36(4), 469-478.
- Al-Natsheh, A. M., Alawia, M., Fayyada, M., & Tarawneh, I. (2015). Simultaneous GC-MS determination of eight phthalates in total and migrated portions of plasticized polymeric toys and childcare articles. *Journal of Chromatography B.*, 985, 103-109.
- Amiridou, D., & Voutsas, D. (2011). Alkylphenols and phthalates in bottled water. *J. Hazard. Mater.*, 185, 281-286.
- Arévalo-Pérez, E. C., Martínez-León, A. J., Lemus-Pérez, M. F., & Rodríguez-Susa, M. S. (2014). Aproximación a la presencia de SPD y microorganismos en agua embotellada. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(2), 5-18.

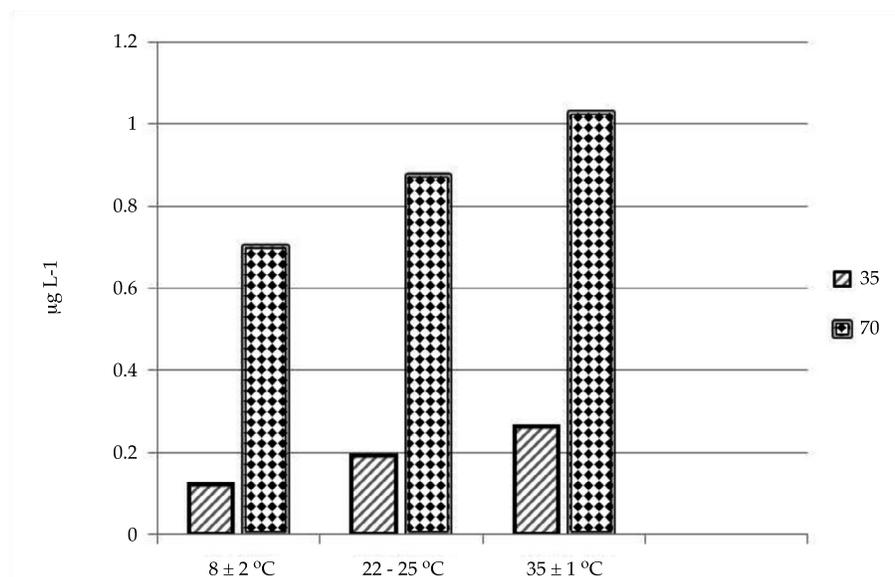


Figura 5. Incremento de ftalato de di-(2-etil-hexilo) (DEHP) a los 35 y 70 días en los diferentes tratamientos.

- Borchers, A., Teuber, S. S., Keen, C. L., & Gershwin, M. E. (2010). Food safety. *Clinic. Rev. Allerg. Immunol.*, 39, 95-141.
- Bosnić, J., Puntarić, D., Galic, A., Skes, I., Dijanić, T., Klaric, M., Grgić, M., Curković, M., & Smit, Z. (2007). Migration of phthalates from plastic containers into soft drinks and mineral water. *Food Technol. Biotechnol.*, 45(1), 91-95.
- Casajuana, N., & Lacorte, S. (2003). Presence and release of phthalic esters and other endocrine disrupting compounds in drinking water. *Chromatographia*, 57(9), 649-655.
- Cano, S. E., Cerezo, G. L., & Urbina, F. M. (2008). *Alternativas a los ftalatos en adhesivos y tintas informe de vigilancia tecnológica*. Recuperado de: <http://orff.uc3m.es/bitstream/handle/10016/3790/Alternativas%20a%20los%20ftalatos%20en%20adhesivos%20y%20tintas.pdf?sequence=1>.
- EFBW (2016). *Natural mineral & spring waters*. The European Federation of Bottled Water. Revisado en abril de 2016. Recuperado de: http://www.efbw.eu/fileadmin/user_upload/documents/Publications/EFBW_Industry_Report_2015_02.pdf.
- El Economista (2010). México, primer lugar en consumo de agua embotellada. *El Economista*. Recuperado de <http://eleconomista.com.mx/sociedad/2010/05/17/mexicoprimer-lugar-consumo-agua-embotellada>.
- EPA (2015). *National. Appendix A to Subpart O - Regulated Contaminants*. US Environmental Protection Agency. Revisado en octubre de 2016, última actualización: 28 de diciembre de 2015. Recuperado de <https://www.epa.gov/ccr/appendix-subpart-o-regulated-contaminants>.
- FDA (2012). *Guidance for industry bottled water quality standard: Establishing an allowable level for di(2-ethylhexyl) phthalate small entity compliance guide*. Food and Drug Administration. Revisado en abril de 2016. Recuperado de <http://www.fda.gov/downloads/Food/GuidanceRegulation/UCM302173.pdf>.
- García, E. F., Bustamante, M. L. P., & García, F. M. (2013). Presencia de ftalatos en bebidas en el estado de México. *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo*, (11), 1-17.
- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas. efectos y posibles tratamientos. *Producción+ Limpia*, 7(2), 52-73.
- Guart, A., Bono-Blay, F., Borrell, A., & Lacorte, S. (2011). Migration of plasticizers phthalates. bisphenol A and alkylphenols from plastic containers and evaluation of risk. *Food Addit. Contam. Part A Chem. Anal. Control Expo Risk Assess.*, 28(5), 676-685, DOI: 10.1080/19440049.2011.555845.
- Guart, A., Bono-Blay, F., Borrell, A., & Lacorte, S. (2014). Effect of bottling and storage on the migration of plastic constituents in Spanish bottled waters. *Food Chem.*, 156, 73-80, DOI: 10.1016/j.foodchem.2014.01.075.
- Gutiérrez, R., Vega, S., Ortiz, R., & Schettino, B. (2012). Presence of organochlorine contaminants in bottled drinking water from Mexico City. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12(4), 470-479.
- Kanchanamayoon, W., Prapatpong, P., Chumwangwapee, S., & Chaithongrat, S. (2012). Analysis of phthalate esters

- contamination in drinking water samples. *African Journal of Biotechnology*, 11(96), 16263-16269, DOI: 10.5897/AJB11.3584.
- Keresztes, S., Tatar, E., Czegeny, Z., Zaray, G., & Mihucz, V. G. (2013). Study on the leaching of phthalates from polyethylene terephthalate bottles into mineral water. *Sci. Total Environ.*, 458-460, 451-458, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.056.
- Kissin, Y. V., Liu, X., Pollick, D. J., Brungard, N. L., & Chang, M. (2008). Ziegler-Natta catalysts for propylene polymerization: Chemistry of reactions leading to the formation of active centers. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 287(1), 45-52.
- Moreira, M. A., Andre, L. C., & Cardeal, Z. L. (2014). Analysis of phthalate migration to food simulants in plastic containers during microwave operations. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11(1), 507-526, DOI: 10.3390/ijerph110100507.
- Mousa, A., Basheer, C., & Rahman-Al-Arfaj, A. (2013). Determination of phthalate esters in bottled water using dispersive liquid-liquid microextraction coupled with GC-MS. *J. Sep. Sci.*, 36(12), 2003-2009.
- NMKL (2009). *Procedimiento núm. 4. Validación de método de análisis químico. Versión 3, 1-47*. NMKL. Recuperado de <http://www.nmkl.org/index.php/en/liste-over-nmkl-prosedyrer>.
- NOM-041-SSA1-1993 (1993). *Norma Oficial Mexicana. Bienes y servicios. Agua purificada envasada*. Especificaciones sanitarias. Norma Oficial Mexicana 1-29. Recuperado de <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/041ssa13.html>.
- NOM-201-SSA1-2002 (2002). *Norma Oficial Mexicana. Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados a granel*. Especificaciones sanitarias. Norma Oficial Mexicana, 1-57. Recuperado de <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/201ssa12.html>.
- Ortiz, R., Schettino, B., Gutiérrez, R., Díaz, G., & Vega, S. (2010). Presence of polychlorinated biphenyls (PCBs) in bottled drinking water in Mexico City. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 85(4), 372-376.
- Otero, A. P., Saha, S. K., Moanea, S., Barronb, J., Clancyb, G., & Murray, P. (2015). Improved method for rapid detection of phthalates in bottled water by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B.*, 997, 229-235.
- Pintado-Herrera, M. G., González-Mazo, E., & Lara-Mertín, P. A. (2013). Environmentally friendly analysis of emerging contaminants by pressurized hot water extraction-stir bar sorptive extraction-derivatization and gas chromatography-mass spectrometry. *Anal. Bioanal. Chem.*, 405, 401-411.
- Profeco (2007). Comparativo de precios: agua embotellada. En: *Brújula de compra de Profeco*. Recuperado de <http://www.profeco.gob.mx/encuesta/brujula/pdf-2007/Comparativo-de-precios-agua-embotellada.pdf>.
- UE (1998). *Directiva 98/83/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (1998)*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=ES>.
- UE (2008). *Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2008 relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE (2008)*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=ES>.
- UE (2009). *Directiva 2009/54/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 18 de junio de 2009 sobre explotación y comercialización de aguas minerales naturales (2009)*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:164:0045:0058:ES:PDF>.
- WHO (2008). Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: Incorporating 1st and 2nd addenda. Vol. 1. In: *Recommendations* (3rd ed.). Recuperado de http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf.
- Xu, Q., Yin, X., Wang, M., Wang, H., Zhang, N., Shen, Y., Xu, S., Zhang, L., & Gu, Z. (2010). Analysis of phthalate migration from plastic containers to packaged cooking oil and mineral water. *J. Agric. Food Chem.*, 58(21), 11311-11317, DOI: 10.1021/jf102821h.
- Yang, G. C., Yen, C.-H., & Wang, C.-L. (2014). Monitoring and removal of residual phthalate esters and pharmaceuticals in the drinking water of Kaohsiung City. *Taiwan. J. Hazard Mater.*, 277, 53-61.
- Zaater, M. F., Tahboub, Y. R., & Al-Sayyed, A. N. (2014). Determination of phthalates in Jordanian bottled water using GC-MS and HPLC-UV: Environmental study. *J. Chromatogr. Sci.*, 52(5), 447-452, DOI: 10.1093/chromsci/bmt0.
- Zare, J. M., Rastkari, N., Ahmadkhaniha, R., Yunesian, M., Nabizadeh, R., & Daryabeygi, R. (2015). A margin of exposure approach to assessment of non-cancerous risk of diethyl phthalate based on human exposure from bottled water consumption. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(24), 19518-19528.

Dirección institucional de los autores

M.C. Marcela Vazquez Francisca

Exalumna de la Maestría en Ciencias Agropecuarias
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: + 52 (55) 5483 7000
fvazquez@correo.xoc.uam.mx

Dr. Rey Gutiérrez Tolentino

Profesor-Investigador
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco
Departamento de Producción Agrícola y Animal
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5483 7000
reygut@correo.xoc.uam.mx

Dr. José Jesús Pérez González

Profesor-Investigador
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco
Departamento de Producción Agrícola y Animal
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5483 7000
jjperez@correo.xoc.uam.mx

Dr. Arturo Camilo Escobar Medina

Profesor-Investigador
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco
Departamento de Producción Agrícola y Animal
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5483 7000

Investigador del Centro Nacional de Sanidad
Agropecuaria (CENSA)
Carretera de Jamaica y Autopista Nacional, Aptd. 10
32700 S. José de las Lajas, Mayabeque, CUBA
escobar@censa.edu.cu

Dr. Juan Gabriel Rivera Martínez

Profesor-Investigador
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa
Departamento de Biología de la Reproducción
San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Iztapalapa
09340 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5804 4600
rmjg@xanum.uam.mx

Dr. Salvador Vega y León

Profesor-Investigador
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco
Departamento de Producción Agrícola y Animal
Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán
04960 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5483 7000
svega@correo.xoc.uam.mx



Montaje de la prueba de conteo de heterótrofos en el medio granular de los piezómetros.

Foto: Stephanie Paola Cervantes Ramírez.

Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*

• Stephanie Paola Cervantes •
Tecnológico de Costa Rica

• Yudy Andrea Londoño* •
Universidad de Antioquia, Colombia
*Autor para correspondencia

• Floria Roa Gutiérrez •
Tecnológico de Costa Rica

• Gustavo A. Peñuela •
Universidad de Antioquia, Colombia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-07

Resumen

Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., & Peñuela, G. A. (septiembre-octubre, 2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 105-116.

Este estudio evaluó la remoción del ibuprofeno de aguas sintéticas mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. Se utilizaron tres humedales: dos de ellos plantados con *Cyperus papyrus* y el otro sin plantar. Se estabilizaron durante un mes y posterior a este periodo se adicionó al afluente del humedal ibuprofeno a tres concentraciones. Para la determinación de la concentración del ibuprofeno se utilizó cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas en tándem (UPLC-MS/MS); también se dio seguimiento a los humedales del carbono orgánico disuelto, demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica tanto en el afluente como en el efluente y conteo de heterótrofos en la grava de los tres humedales. Se comprobó que con los humedales plantados se obtuvieron mayores porcentajes de remoción de ibuprofeno que con el humedal sin plantar, obteniéndose un máximo de 84% en los humedales plantados y un máximo de 51% en el humedal sin plantar; asimismo se observó que a mayor concentración del fármaco se tuvo una menor remoción.

Palabras clave: biodegradación, ibuprofeno, humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal, contaminantes emergentes, remoción.

Abstract

Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., & Peñuela, G. A. (September-October, 2017). Evaluation of the removal of different concentrations of ibuprofen in subsurface flow constructed wetlands planted with the *Cyperus papyrus*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 105-116.

This study evaluated the use of a horizontal subsurface flow constructed wetland to remove ibuprofen from synthetic water. Three wetlands were used: Two of which were planted with *Cyperus papyrus* and the other was not planted. They were stabilized for one month, after which three concentrations of ibuprofen were added to the wetlands' influents. Liquid chromatography-mass spectrometry (LC-MC) was used to determine the concentration of ibuprofen in the wetlands, as well as dissolved organic carbon, chemical oxygen demand, dissolved oxygen, pH, and electrical conductivity in both the influents and effluents. A heterotrophic count of the gravel in the three wetlands was also performed. The planted wetlands were found to have higher ibuprofen removal percentages than the unplanted wetland, with a maximum of 84% in the planted wetlands and 51% in the unplanted wetland. In addition, lower removal percentages were observed when the concentrations of ibuprofen were greater.

Keywords: Biodegradation, ibuprofen, horizontal subsurface flow constructed wetland, emerging contaminants, removal.

Recibido: 15/03/2016
Aceptado: 31/03/2017

Introducción

La presencia de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCP) en diversos compartimientos ambientales se ha considerado como un problema ambiental de gran importancia (Al-Odaini, Zakaria, Yaziz, & Surif, 2010; Kosma, Lambropoulou, & Albanis, 2014). Desde la década de 1950 existe literatura, aunque limitada, que reporta productos farmacéuticos en el medio acuático (Watkinson, Murby, Kolpin, & Coztanzo, 2009). Sin embargo, sólo hasta principios de la década de 1990 el tema de los fármacos en el ambiente surgió con fuerza (Barceló & López, 2008); esto, porque hasta entonces fue posible determinar la presencia de estos microcontaminantes orgánicos en aguas residuales, superficiales y subterráneas en concentraciones muy bajas. Hoy por hoy se reportan desde los ng/l hasta los µg/l, aunque en algunos productos farmacéuticos se han detectado concentraciones > 1 000 µg/l en los efluentes de aguas residuales correspondientes a influentes de industrias farmacéuticas (Londoño & Peñuela, 2015a).

El compuesto ácido 2-(4-isobutil-fenil) propiónico es el primero de los fármacos anti-inflamatorios no esteroideos disponibles comercialmente como ibuprofeno (IBP) (Quero-Pastor, Garrido-Perez, Acevedo, & Quiroga, 2014). Es uno de los fármacos más importantes incluidos en la lista "Essential Drugs List" de la Organización Mundial de la Salud, que da lugar a su producción masiva en todo el mundo (Behera, Oh, & Park, 2011). En 1984 fue aprobado como un medicamento de venta libre y desde entonces las ventas sin formulación se han triplicado en América del Norte (Sabri, Hanna, & Yargeau, 2012). Sus propiedades fisicoquímicas favorecen su movilidad en ambientes acuáticos (Behera, Oh, & Park, 2011; Sabri, Hanna, & Yargeau, 2012), pues tienen alta polaridad y baja volatilidad (Zhang, Gersberg, Ng, & Tan, 2014). Debido a su amplio uso, sus residuos y metabolitos llegan por las aguas residuales a las plantas de tratamiento municipales o son vertidos directamente a los cuerpos de agua receptores (Osachoff et al., 2014).

Estos microcontaminantes pueden pasar a lo largo de las unidades convencionales de tratamiento de aguas residuales con diferente destino. Por ello se han hecho estudios con el fin de determinar su ocurrencia y destino (Reif, Suárez, Omil, & Lema, 2008). Varias clases de estos compuestos son vertidos a las aguas superficiales, subterráneas y aguas costeras (Parolini, Binelli, & Provini, 2011), lo cual evidencia que son descargados continuamente en medios acuáticos sin ninguna tipo restricción (Matamoros, Arias, Brix, & Bayona, 2007).

La presencia de fármacos en el medio receptor es preocupante debido a su naturaleza bioactiva y que aún en concentraciones ultra bajas pueden afectar negativamente a los organismos, incluyendo la vida silvestre y seres humanos (Osachoff et al., 2014). Una preocupación mayor es el hallazgo del ibuprofeno y otros fármacos, como diclofenaco y carbamacepina, en el agua potable (Barceló & López, 2008); tal condición indica que la exposición humana a estos residuos farmacéuticos puede producirse por el consumo directo de agua o por el consumo de organismos acuáticos, como los peces, que pueden acumular estos residuos (Cunningham, Binks, & Olson, 2009). No obstante, en los países latinoamericanos existe un gran vacío de información sobre la presencia de compuestos farmacéuticos en descargas de efluentes cloacales (Elorriaga, Marino, Carriquiriborde, & Ronco, 2012).

Se han realizado diferentes estudios con múltiples tratamientos, a fin de remover los fármacos de las aguas residuales y evitar que lleguen a los cuerpos de agua. Algunos de tales tratamientos son de tipo convencional, como lodos activados, oxidación prolongada, lechos bacterianos y biodiscos, obteniéndose rendimientos que oscilan entre 15 y 80%, según el tipo de tratamiento y fármaco (Cortacans, Hernández, Del Castillo, & Montes, 2006). También se han estudiado otras tecnologías para la remoción de residuos de fármacos, como los procesos de oxidación (ozonización, fotólisis y fotólisis heterogénea, fenton y foto-fenton, sonólisis, oxidación electroquímica, entre otras);

adsorción con carbón activado; ósmosis inversa; separación por membranas, y biorreactores de membrana, muchos de ellos usados para complementar los sistemas de tratamiento convencional (Parolini *et al.*, 2011; Li, Zhu, Ng, & Tan, 2014; Osachoff *et al.*, 2014). Sin embargo, la implementación a gran escala de estos procesos de tratamiento tienen un costo prohibitivo (Parolini *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2014). Por tanto, la selección de tecnologías alternativas de alta eficiencia de remoción de productos farmacéuticos a bajo costo es de vital importancia, sobre todo en regiones con escasos recursos.

Los humedales artificiales son de bajo costo en la construcción, operación y mantenimiento, y están siendo estudiados para remover contaminantes farmacéuticos de las aguas residuales (Li *et al.*, 2014), siendo su principal restricción la disponibilidad de espacio (Zhang *et al.*, 2012). Así, este estudio tiene como objetivo evaluar el funcionamiento de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de ibuprofeno en aguas sintéticas, con el fin de considerar su uso en el tratamiento de aguas residuales con concentraciones significativas del contaminante.

Materiales y métodos

Montaje experimental

Los sistemas empleados durante la experimentación fueron tres humedales artificiales de flujo

subsuperficial horizontales construidos en fibra de vidrio a escala piloto. El montaje experimental fue instalado en un espacio abierto, con una temperatura promedio de 24 °C, cubiertos con una capa plástica, a fin de evitar variaciones en las condiciones operacionales y una posible dilución del contaminante. Las dimensiones y el esquema del montaje se presentan en la figura 1. El medio de soporte empleado fue grava, con una granulometría entre 6 y 3 mm (1/4-1/8 pulgadas) para cada humedal, con una altura de 0.3 metros. Para los experimentos de dos humedales se plantó la especie *Cyperus papyrus*, conocida también con el nombre de papiro enano; un humedal se evaluó sin ninguna plantación, para evaluar la función que tienen las macrófitas en la remoción del IBP. La planta *Cyperus papyrus* se seleccionó para el estudio debido a que es una de las especies más usadas en sistemas de flujo subsuperficial en el trópico tanto en humedales naturales como construidos en Colombia (Agudelo, 2010).

Todos los humedales operaron con un tiempo de retención hidráulico de 3 d y un caudal influente de 15 cm³/min a flujo continuo (cuadro 1). El agua tratada fue un agua residual sintética dopada a tres concentraciones de IBP, aplicadas a las tres unidades experimentales en diferentes etapas, brindando un periodo de transición de 15 días entre una concentración y otra. En este periodo sólo se suministró a los humedales agua sintética sin presencia del fármaco, para eliminar residuos del contaminante en los

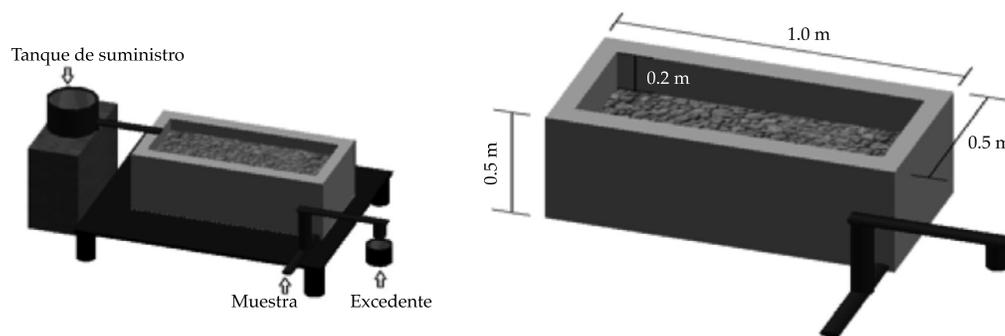


Figura 1. Esquema de humedales piloto empleados en el estudio.

humedales. El cuadro 1 presenta un resumen de la estrategia experimental empleada.

Preparación del agua residual sintética

La preparación del agua residual sintética se basó en la adición de glucosa para proporcionar los sustratos de carbono orgánico; y urea y fosfato para suministrar nitrógeno y fósforo, respectivamente, y así garantizar los principales nutrientes que requieren los microorganismos para su metabolismo (Agudelo, 2010). La composición del agua de alimentación presentó por cada 200 l lo siguiente: 28.8 g de glucosa industrial, 22.8 g de urea y 14.7 g de fosfato diamónico. Además, el agua residual fue dopada con las concentraciones de interés de ibuprofeno disuelto previamente en metanol.

Preparación de la disolución del fármaco

En las concentraciones C1 y C2 evaluadas en los humedales correspondientes a 2.7 y 0.2 mg/l se empleó ibuprofeno disódico en polvo; para la concentración C3 de 1.7 mg/l se utilizó el fármaco en forma comercial de la casa farmacéutica Genfar®, en su presentación de 600 mg.

El modo de aplicación fue a través de la preparación de soluciones concentradas. Con el ibuprofeno disódico se preparó una solución madre de 10 000 mg/l del fármaco en metanol grado HPLC y para la concentración C3 se preparó una solución de 6 000 mg/l en metanol grado HPLC a partir de pastillas comerciales, las cuales tuvieron un proceso previo de trituración. A partir de estas soluciones se contaminó el agua residual sintética de alimentación de los tres humedales.

Métodos analíticos

El pH, la conductividad, el oxígeno disuelto, la DQO y el COD se determinaron de acuerdo con las metodologías establecidas por el estándar de métodos (APHA, 2012).

El análisis del ibuprofeno se realizó con un cromatógrafo líquido de ultra resolución (UPLC) acoplado a un espectrómetro de masas Xevo TQD (triple cuadrupolo), equipado con una fuente de ionización por electrospray (ESI). La columna empleada fue una Acquity Uplc Beh C18, 2.1cm x 50 mm, 1.7 μ m de tamaño de partícula, con un flujo de 0.3 ml/min. La temperatura de la columna se fijó en 40 °C y en el sistema de manejo de muestra se mantuvo a una temperatura de 10 °C; el volumen de inyección fue de 20 μ l. Las condiciones del espectro de masas fueron las siguientes: temperatura de la fuente: 150 °C; temperatura de solvatación: 450 °C; flujo de gas de solvatación: 800 l/h; flujo de gas de cono: 50 l/h; ionización: ESI (-).

Se utilizó de fase móvil C: ácido fórmico al 0.01% en agua; fase móvil D: ácido fórmico al 0.01% en metanol (Aristizabal-Ciro, 2014). Se emplearon soluciones estándares: una de ibuprofeno de 100 μ g/l y de 1 000 μ g/l en agua, y una disolución estándar de ibuprofeno deuterado de 2 000 μ g/l, que fueron empleados para el montaje de la curva, calibración y cuantificación. El límite de cuantificación (LC) del equipo es de 1 μ g/l. Las muestras fueron centrifugadas en tubos falcón de 25 ml, a 5 000 rpm por 10 minutos; después se tomó 1 ml del sobrenadante en un vial ámbar de vidrio de 2 ml (certificados para LCMS). En caso de ser necesario, se realizó una dilución con agua ultrapura, para que la lectura estuviera en un rango de trabajo de 1 a 300 μ g/l. Por último, se adicionaron 50 μ l de la

Cuadro 1. Ensayos realizados con diferentes concentraciones de ibuprofeno en los humedales subsuperficiales FSS.

Ensayos	Concentración de ibuprofeno (mg/l)	Duración
C1	2.7	Mes y medio
C2	0.2	Un mes
C3	1.7	Un mes

solución de 2 000 µg/l de ibuprofeno-deuterado como estándar interno previo a la inyección de la muestra en el UPLC.

Análisis microbiológico (conteo de heterótrofos)

Se evaluó la biomasa microbiana adherida al medio granular, conformada principalmente por microorganismos heterótrofos. La toma de las muestras se realizó a través de un piezómetro, que consistió en un tubo de PVC perforado, y dentro de éste se instalaron varios muestreadores de malla. Tales muestreadores de biopelícula son bolsas de malla que contienen el mismo material de soporte de los humedales en su interior. La cuantificación de los heterótrofos se realizó extrayendo 10 gramos de grava del muestreador de malla y se colocaron en un beaker previamente esterilizado; se adicionaron 90 ml de agua desionizada; la mezcla se agitó por 20 minutos a 290 rpm; después se realizaron diluciones sucesivas en tubos de ensayo hasta llegar a 10^{-5} . Por último, se extrajo 1 ml del sobrenadante del tubo de ensayo y se colocó sobre una caja Petri, inmediatamente se agregó *Plate Count Agar* y se agitó; se dejó enfriar el agar y se incubó por 48 horas a 35 ± 0.5 °C; luego se hizo el conteo de las colonias en un estereomicroscopio.

Análisis de datos

Los datos se obtuvieron de fuentes de información primaria por medio de muestreos, y los resultados se analizaron estadísticamente con el programa *Statgraphics Centurion 16*, licenciado por la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, Colombia.

Resultados y discusión

Montaje y puesta en marcha de los humedales superficiales

Los humedales, luego de ser instalados y plantados con papiro enano (en el caso de los humedales 2 y 3), tuvieron un periodo de

aclimatación de 30 días, a fin de lograr un estado de maduración y permitir el desarrollo de la biopelícula en el material de soporte (Cardinal et al., 2014). Durante este periodo, los humedales se inocularon con 500 ml de biomasa floculenta obtenida del licor de mezcla del sistema de lodos activados de la PTAR domésticas de San Fernando, localizada en Medellín, Colombia. La biomasa se agregó al agua residual sintética que proporcionaba sólo la fuente de carbono y nutrientes. Luego de que los sistemas estuvieron acondicionados, se inició la experimentación con la aplicación de cargas de ibuprofeno.

Análisis en la remoción de IBP

- Experimento 1, a una concentración de 2.7 mg/l de IBP

Se preparó un agua residual dopada, con una concentración de 2.7 mg/l de IBP, con la cual se alimentaron los tres humedales al tiempo: dos plantados con macrófitas y uno sin plantar. Los resultados del comportamiento de remoción del contaminante se presentan en la figura 2.

La comparación estadística de las medias (figura 2) permite identificar con un 95% de confianza que no existe una diferencia significativa en los porcentajes de remoción en los humedales 2 y 3 (con presencia macrófitas); mientras que la remoción del humedal 1 (sin presencia de macrófitas) sí presenta una diferencia significativa en los porcentajes de remoción del compuesto, en comparación con los dos humedales plantados. Esto permite concluir que durante el primer experimento, los humedales plantados presentaron porcentajes de remoción semejantes entre ellos, pero estadísticamente diferentes al porcentaje de remoción del humedal 1, en donde no se plantó la macrófita. La figura 2a muestra cómo los límites de confianza para la media del porcentaje de remoción de los humedales 2 y 3 presentan el mismo comportamiento, mientras que los resultados para el humedal 1 son diferentes.

Los humedales plantados presentaron mayores porcentajes de remoción de IBP que el

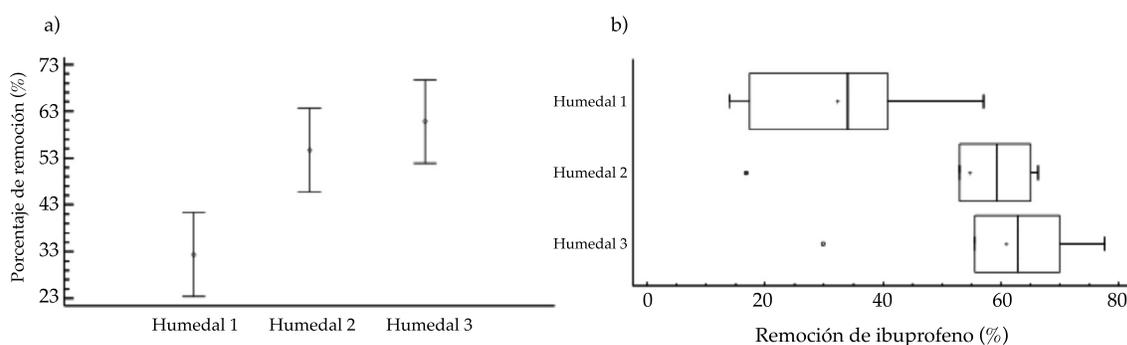


Figura 2. a) Análisis de remoción promedio de ibuprofeno; b) porcentajes de remoción de ibuprofeno para la concentración de 2.7 mg/l en cada humedal.

humedal sin macrófitas. La figura 2b muestra que, en promedio, el humedal sin plantar obtuvo una remoción del 32% del IBP, mientras que los humedales 2 y 3 presentaron remociones promedio de 55 y 61%, respectivamente.

Aunque los mecanismos y las vías de eliminación farmacéutica aún no están claras, y para los objetivos de esta investigación no se contempló su estudio, se resalta con base en los aportes registrados en la literatura que la rizosfera de la planta actúa como un microcosmo, donde la actividad microbiana hace la degradación de compuestos químicos recalcitrantes (Bhatia & Goyal, 2014), los cuales pudieron tener influencia en la degradación del IBP. Según Fariya (2013), la biodegradación/biotransformación en los humedales ocurre mayormente en la rizosfera; asimismo, los exudados liberados por las raíces de las plantas son intensificadores de la actividad microbiana y pueden mejorar la biodisponibilidad de los productos farmacéuticos, actuando como agentes tensoactivos y transportadores. La captación activa de las plantas también afecta el destino de los contaminantes orgánicos emergentes (Zhang *et al.*, 2012).

Se ha demostrado que las macrófitas ayudan a eliminar productos farmacéuticos con más eficiencia que los que carecen de ésta tanto a escala de laboratorio como a escala real (Cardinal *et al.*, 2014), lo cual se evidenció con los resultados de esta investigación durante la primera concentración empleada del fármaco.

Otros investigadores han presentado diversas conclusiones, indicando que la concentración de los fármacos tiende a disminuir con rapidez en los sistemas de humedales, excepto en aquellos que se encuentran en la oscuridad, los cuales no presentaron remoción alguna; por otro lado, los reactores plantados han presentado una concentración mayor de fármacos que reactores sin plantas; se presume que este comportamiento se debió a la cobertura de las plantas, la cual bloqueaba la radiación solar y como consecuencia reducía la fotodegradación de los contaminantes (Zhang *et al.*, 2014). Sin embargo, la fotodegradación no se considera un mecanismo importante a través del cual se eliminan los contaminantes en los humedales de flujo subsuperficial. Las posibles discrepancias entre los resultados presentados por Zhang *et al.* (2014) con los resultados de esta investigación pueden estar asociados con múltiples factores, como el TRH, la población de microorganismos existentes en el hábitat del humedal y en la rizosfera de las plantas, las especies de macrófitas empleadas, la configuración del humedal y la fuente de carbono orgánico empleado como sustrato, entre otros. De igual manera, Collado *et al.* (2012), en pruebas de biodegradación del IBP, empleando concentraciones entre 10 y 1 000 $\mu\text{g/l}$ no comprobaron remoción abiótica en el sistema que disminuyera la concentración del compuesto; con ello se demostró que la volatilización y fotodegradación no fueron un proceso

importante para el destino del IBP (Londoño & Peñuela, 2015a).

Por otra parte, estudios de adsorción del IBP sobre la biomasa y/o el material orgánico han mostrado porcentajes de sorción inferiores al 0.5%; esto indicó que la sorción no es un mecanismo de eliminación de tal contaminante (Carballa, Omil, & Lema, 2007). Además, los valores de $\log kd$ del IBP varían entre 1.0 y 1.8, que son valores pequeños, para los cuales no ocurre sorción apreciable del fármaco en el material orgánico (Carballa, Finkb, Omil, Lema, & Ternes, 2008) (Londoño & Peñuela, 2015b). De acuerdo con lo anterior, se puede descartar que la sorción del IBP en el material del humedal haya sido un mecanismo importante para la remoción de este contaminante de la fase acuosa, y se presume que su remoción está asociada principalmente con la acción biológica ejercida por las plantas y microorganismos.

- Experimento 2, a una concentración de 0.2 mg/l de ibuprofeno

De acuerdo con el análisis estadístico para esta concentración del fármaco, se evidenció que la diferencia estadísticamente significativa se mantuvo entre los porcentajes de remoción

del fármaco para el humedal sin macrófita y los humedales con macrófitas; sin embargo, las remociones presentadas por los humedales plantados fueron estadísticamente diferentes entre ellas. Se denota en la figura 3 que el humedal sin macrófita (humedal 1) tuvo el menor porcentaje de remoción, con un valor de 51%; seguido del humedal 2, con una remoción de 71%, y el de mayor porcentaje fue el humedal 3, con un valor de 84%.

Ambos sistemas plantados (humedales 2 y 3) no presentaron remociones estadísticamente iguales. Aunque en apariencia ambos humedales son semejantes, es realmente difícil que sean exactamente iguales, pues no contienen la misma cantidad de grava y el mismo tamaño; no están igualmente empacados y, por lo tanto, tienen flujos diferentes a través de la misma; además, la masa de las raíces de las plantas en ambos humedales no es la misma y por ende el ecosistema biológico tampoco, por lo cual el comportamiento de degradación en ambos no es exactamente igual. Además, durante la experimentación se observó un deterioro paulatino de las plantas, lo cual conllevó a una menor densidad de las mismas, que pudo haber afectado el normal desempeño del sistema.

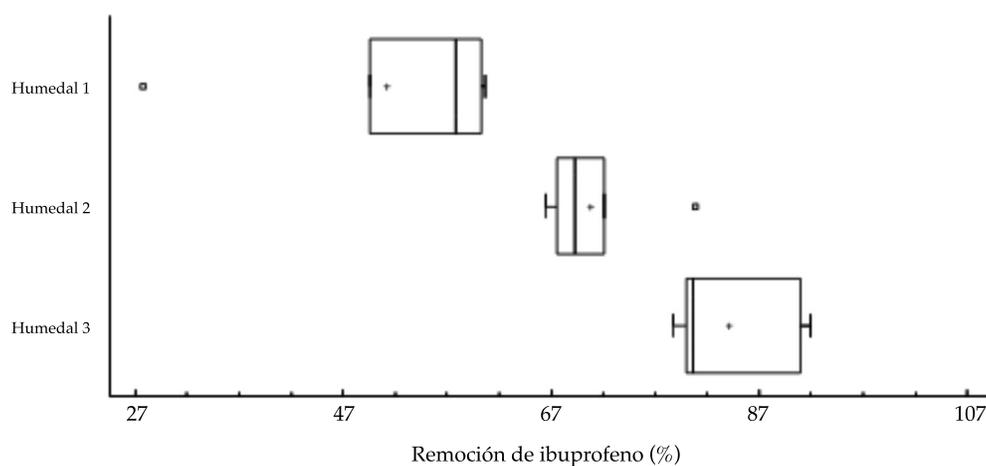


Figura 3. Porcentajes de remoción de ibuprofeno de los humedales en el segundo experimento.

- Experimento 3, a una concentración de 1.7 mg/l de ibuprofeno

En el análisis estadístico para la concentración 3 del fármaco (1.7 mg/l), el humedal 1 (sin macrófita) y el humedal 2 (con macrófita) no presentaron diferencia estadísticamente significativa en los porcentajes de remoción de ibuprofeno; ello permite indicar que la función de la planta no incidió de forma significativa en la remoción del fármaco. Los porcentajes de remoción del contaminante para los tres humedales fueron 74, 49 y 55%, respectivamente, para los humedales 1, 2 y 3.

Los resultados para este experimento muestran un comportamiento de remoción del fármaco contrario a lo evidenciado en los experimentos anteriores pese a la alta concentración del IBP. Esta condición puede estar relacionada con un mayor desarrollo y aclimatación de los microorganismos involucrados en el proceso de degradación de IBP debido al contacto previo con el compuesto. De igual manera, se manifestó un deterioro físico significativo en las plantas de los humedales en esta última etapa de experimentación, condición que pudo haber influenciado en la eficiencia de remoción del IBP; posiblemente se presentó algún efecto inhibitorio de las poblaciones de microorganismos asociados con la rizosfera de las plantas, lo cual afectó su actividad y generó condiciones desfavorables que no permitieron el desempeño efectivo del sistema.

Por otra parte, los resultados de los tres experimentos reveló que para los humedales plantados, el comportamiento de remoción del IBP tuvo porcentajes de eliminación en un rango de 49 a 61% para las concentraciones altas del

fármaco (2.7 y 1.7 mg/l); mientras que para la concentración más baja (0.2 mg/l), el porcentaje de remoción estuvo entre 71 y 84%. Esta condición puede indicar un efecto negativo de las altas cargas de IBP sobre el humedal; es posible que las altas concentraciones del fármaco generen un efecto inhibitorio sobre las poblaciones microbianas del sistema. Collado *et al.* (2012) mencionaron el efecto de la carga del compuesto sobre la tasa de degradación del contaminante y el efecto de la población microbiana, e indicaron que entre menor sea la carga del IBP y mayor sea la cantidad de biomasa activa, más eficiente es la remoción. Este planteamiento explica los bajos porcentajes de remoción obtenidos con el aumento en la carga del compuesto. De igual manera, se puede pensar que la carga evaluada tiene un efecto particular sobre las poblaciones de microorganismos del sistema en un momento determinado de la experimentación debido a su diferencia en concentración (Londoño & Peñuela, 2015a).

Análisis en la remoción del carbono orgánico disuelto (COD)

En el cuadro 2 se presentan los promedios del porcentaje de remoción de COD en los tres humedales. En las concentraciones 2 y 3, los porcentajes de remoción de COD en los tres humedales son mayores al 90%; sin embargo, en los humedales 1 y 2 para la concentración 1 se tuvo porcentajes de remoción de COD menores a 90%, que coincide con el primer experimento para cada humedal, lo cual indicaría que aún los humedales no estaban estabilizados o existió un efecto inhibitorio por la mayor concentración del fármaco, afectando las poblaciones microbianas presentes en la biopelícula de la grava.

Cuadro 2. Porcentajes de remoción promedio de carbono orgánico disuelto con las tres concentraciones de ibuprofeno.

Experimento	Humedal 1 (%±DS ¹)	Humedal 2 (%±DS ¹)	Humedal 3 (%±DS ¹)
C1	88±3	81±1	92±1
C2	94±5	95±3	97±3
C3	95±5	91±1	97±1

¹Desviación estándar.

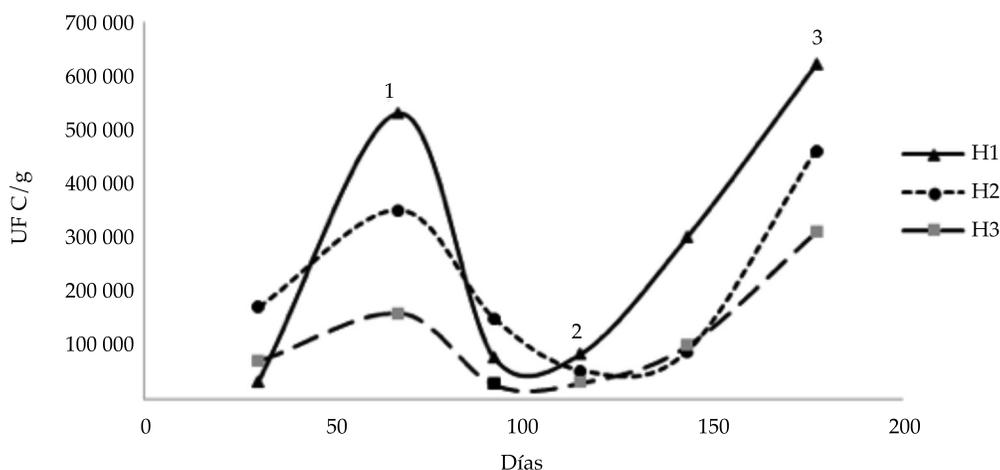
En un estudio, cuya finalidad fue determinar la remoción del carbono orgánico disuelto, en humedales artificiales de flujo subsuperficial a escala piloto y plantados con *Phragmites australis* (carrizo o caña común) se reportó un promedio de 92.5% en la eficiencia de remoción del COD (Agudelo, Jaramillo, Peñuela, & Aguirre, 2010), indicando con base en este resultado que los porcentajes de remoción obtenidos en los tres experimentos del presente trabajo fueron altos, condición que mostró el buen estado de funcionamiento del sistema y una buena actividad de los microorganismos, pues los compuestos orgánicos disueltos son removidos por las poblaciones bacterianas presentes en la biopelícula formada sobre la grava y aquellas en la raíces y rizomas de las plantas (Agudelo *et al.*, 2010; Choudhary, Kumar, & Sharma, 2011). También se pueden remover los compuestos orgánicos por adsorción y absorción (Choudhary *et al.*, 2011) y, por lo tanto, la materia orgánica disuelta pudo haber sido removida mediante los mecanismos antes mencionados.

Análisis de heterótrofos

El periodo de aclimatación favoreció las condiciones de arranque de los humedales; esto

permitió que la población microbiana aumentara (figura 4); de igual manera, la concentración inicial del ibuprofeno utilizada (2.7 mg/l) en un primer instante no afectó las poblaciones microbianas presentes en la grava, sin embargo, se evidencia un descenso al finalizar la etapa 1 y al iniciar la etapa 2 del segundo experimento (0.2 mg/l); durante este periodo, la concentración de heterótrofos se mantuvo del orden de 10^1 ; tal descenso aún mantuvo una buena población bacteriana y por la incertidumbre del método la reducción no es muy significativa (figura 4). Por último, el conteo de heterótrofos aumentó durante la tercera concentración (1.7 mg/l), donde posiblemente los microorganismos ya se habían adaptado a la presencia del fármaco.

Según la disminución del porcentaje de remoción del fármaco durante el tercer experimento, se pensaría que hubo un descenso en la población microbiana en el segundo humedal, sin embargo, ésta aumentó con respecto a los experimentos anteriores (figura 4); ello permite pensar que la población microbiana que se contabilizó en los muestreos de la grava (en el piezómetro) no es precisamente la misma que está presente en la rizosfera de las plantas, aunque estén en el mismo humedal, pues cada población está expuesta a condiciones



*1, primera concentración; 2, segunda concentración; 3, tercera concentración

Figura 4. Conteo de heterótrofos para cada uno de los humedales.

ambientales diferentes; por ejemplo, con la muerte de algunas plantas, la población que se encontraba en la rizosfera pudo haber decaído, dado el cambio que se produjo a sus alrededores; no obstante, aquella población presente en la grava del sitio de muestreo, al no estar influenciado por las condiciones de las plantas, no presentó cambio alguno, por lo que no se vio perjudicada. Así, aunque haya aumentado el conteo de heterótrofos en la grava, esto no quiere decir que también haya aumentado el conteo en la rizosfera.

Conclusiones

El porcentaje de remoción del ibuprofeno en los tres humedales disminuyó conforme se aumentó la concentración del analito en el afluente. Los humedales plantados con papiro enano presentaron remociones de IBP entre 49 y 61% para las concentraciones altas del fármaco de 2.7 y 1.7 mg/l; mientras que para la concentración más baja de 0.2 mg/l, el porcentaje de remoción estuvo entre 71 y 84%. Los bajos porcentajes de remoción del IBP pueden estar asociados con la saturación en el sistema, un tiempo de retención insuficiente para que cada humedal pudiera asimilar el aumento en la carga de ibuprofeno o a un posible efecto inhibidor debido a la alta concentración del analito sobre las poblaciones microbianas del sistema. Por su parte, el humedal sin macrófitas presentó remociones del IBP en un rango de 32 y 74%, alcanzando la mayor degradación en la última etapa, con una concentración de 1.7 mg/l, condición atribuida a la posible aclimatación de los microorganismos al fármaco luego de estar un tiempo prolongado en contacto con el mismo. Por último, se evidencia que la presencia de macrófitas en los humedales favorece la remoción de IBP para las condiciones evaluadas en este estudio, al igual que las altas concentraciones del fármaco pueden generar efectos negativos sobre la composición del sistema biológico.

Agradecimientos

Los autores brindan agradecimientos al grupo GDCON, Tecnológico de Costa Rica y al Fondo de Sostenibilidad 2016-2017 de la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad de Antioquia, Colombia, por la financiación de este proyecto.

Referencias

- Al-Odaini, N. A., Zakaria, M. P., Yaziz, M. I., & Surif, S. (2010). Multi-residue analytical method for human pharmaceuticals and synthetic hormones in river water and sewage effluents by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1217(44), 6791-806.
- Agudelo, R. (2010). *Remoción del carbono orgánico disuelto y del clorpirifos empleando humedales piloto subsuperficiales y superficiales a dos niveles de temperatura y eliminación de microorganismos patógenos en humedales a escala real*. Antioquia, Colombia: Universidad de Antioquia.
- Agudelo, R., Jaramillo, M., Peñuela, G., & Aguirre, N. (2010). Remoción del carbono orgánico disuelto en humedales piloto de flujos subsuperficial y superficial. *Facultad Nacional de Salud Pública*, 28(1), 21-28.
- Aristizabal-Ciro, C. (2014). *Estudio de la presencia de 4 productos farmacéuticos y de cuidado personal en los embalses Riogrande II y la Fe y evaluación de la tecnología de membranas para su remoción a escala de laboratorio*. Antioquia, Colombia: Universidad de Antioquia.
- Barceló, L., & López, M. (2008). *Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes* (p. 24). Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-CSIC. Barcelona.
- Behera, S. K., Oh, S. Y., & Park, H. S. (2011). Sorptive removal of ibuprofen from water using selected soil minerals and activated carbon. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(1), 85-94.
- Bhatia, M., & Goyal, D. (2014). Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: A review. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(1), 9-27.
- Carballa, M., Omil, F., & Lema, J. M. (2007). Calculation methods to perform mass balances of micropollutants in sewage treatment plants. Application to pharmaceutical and personal care products (PPCPs). *Environmental Science & Technology*, 41(3), 884-890.
- Carballa, M., Finkb, G., Omil, F., Lema, J. M., & Ternes, T. (2008). Determination of the solid-water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge. *Water Research*, 42, 287-295.
- Cardinal, P., Anderson, J. C., Carlson, J. C., Low, J. E., Challis, J. K., Beattie, S. A., & Wong, C. S. (2014).

- Macrophytes may not contribute significantly to removal of nutrients, pharmaceuticals, and antibiotic resistance in model surface constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 482-483, 294-304. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.02.095
- Choudhary, A., Kumar, S., & Sharma, C. (2011). Constructed wetlands: An approach for wastewater treatment. *Elixir International Journal*, 37, 3666-3672.
- Collado, N., Buttiglieri, G., Ferrando-Climent, L., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D., Comas, J., & Rodríguez-Roda, I. (2012). Removal of ibuprofen and its transformation products: Experimental and simulation studies. *The Science of the Total Environment*, 433, 296-301.
- Cortacans, J., Hernández, A., Del Castillo, I., & Montes, E. (2006). *Presencia de fármacos en aguas residuales y eficacia de los procesos convencionales en su eliminación* (pp. 1-13). III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente "Agua, Biodiversidad e Ingeniería", Zaragoza, 25-27 de octubre de 2006.
- Cunningham, V. L., Binks, S. P., & Olson, M. J. (2009). Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, RTP*, 53(1), 39-45.
- Elorriaga, Y., Marino, D., Carriquiriborde, P., & Ronco, A. (2012). Contaminantes emergentes: productos farmacéuticos en el medio ambiente. VII congreso de medio ambiente AUGM, La plata Argentina.
- Fariya, S. (2013). *Use of ozonation and constructed wetlands to remove contaminants of emerging concern from wastewater effluent by Fariya Sharif a dissertation presented in partial fulfillment of the requirements for the degree doctor of Philosophy*. Arizona State University. Arizona.
- Kosma, C. I., Lambropoulou, D., & Albanis, T. (2014). Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: Occurrence, removal and environmental risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 466-467, 421-438.
- Li, Y., Zhu, G., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *The Science of the Total Environment*, 468-469, 908-930.
- Londoño, Y. A., & Peñuela, G. A. (2015a). Biological removal of different concentrations of ibuprofen and methylparaben in a sequencing batch reactor (SBR). *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(12), 226-393.
- Londoño, Y. A., & Peñuela, G. A. (2015b). Anaerobic biological treatment of methylparaben in an expanded granular sludge bed (EGSB). *Water Science & Technology*, 71(11), 1604.
- Matamoras, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M. (2007). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environmental Science & Technology*, 41(23), 8171-8177.
- Osachoff, H. L., Mohammadali, M., Skirrow, R. C., Hall, E. R., Brown, L. L. Y., van Aggelen, G. C., & Helbing, C. C. (2014). Evaluating the treatment of a synthetic wastewater containing a pharmaceutical and personal care product chemical cocktail: Compound removal efficiency and effects on juvenile rainbow trout. *Water Research*, 62, 271-280.
- Parolini, M., Binelli, A., & Provini, A. (2011). Chronic effects induced by ibuprofen on the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(6), 1586-1594.
- Quero-Pastor, M. J., Garrido-Perez, M. C., Acevedo, A., & Quiroga, J. M. (2014). Ozonation of ibuprofen: A degradation and toxicity study. *The Science of the Total Environment*, 466-467, 957-964.
- Reif, R., Suárez, S., Omil, F., & Lema, J. M. (2008). Fate of pharmaceuticals and cosmetic ingredients during the operation of a MBR treating sewage. *Desalination*, 221, 221, 511-517.
- Sabri, N., Hanna, K., & Yargeau, V. (2012). Chemical oxidation of ibuprofen in the presence of iron species at near neutral pH. *The Science of the Total Environment*, 427-428, 382-389.
- Watkinson, A. J., Murby, E. J., Kolpin, D. W., & Costanzo, S. D. (2009). The occurrence of antibiotics in an urban watershed: From wastewater to drinking water. *The Science of the Total Environment*, 407(8), 2711-2723.
- Zhang, D. Q., Gersberg, R., Hua, T., Zhu, J., Tuan, N., & Tan, S. K. (2012). Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates. *Chemosphere*, 87(3), 273-277, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.067.
- Zhang, D. Q., Gersberg, R. M., Ng, W. J., & Tan, S. K. (January, 2014). Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. *Environmental Pollution*. 184, 620-639.

Dirección institucional de los autores

Ing. Stephanie Paola Cervantes

Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental
Escuela de Química
Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA)
Rica, Cartago, 1 kilómetro al Sur de la Basílica de Nuestra Señora de los Ángeles, COSTA RICA
Tel.: +506 2550 2685
sprac22@gmail.com

M.C. Yudy Andrea Londoño

Universidad de Antioquia
Sede de Investigación Universitaria (SIU)
Facultad de Ingeniería

Grupo GDCON
Calle 70 núm. 52-21
Medellín, COLOMBIA
Tel.: +57 (4) 2196 571
Yudy.londono@udea.edu.co

Dra. Floria Roa Gutiérrez

Tecnológico de Costa Rica
Escuela de Química
Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA)
Rica, Cartago, 1 kilómetro al Sur de la Basílica de Nuestra
Señora de los Ángeles, COSTA RICA
Tel.: +506 2550 2685
froa@tec.ac.cr

Dr. Gustavo A. Peñuela

Universidad de Antioquia
Sede de Investigación Universitaria (SIU)
Facultad de Ingeniería
Grupo GDCON
Calle 70 núm. 52-21
Medellín, COLOMBIA
gustavo.penuela@udea.edu.co
Tel.: +57 (4) 2196 570

Sistema de asignaciones, concesiones y política hídrica en México. Efectos en el derecho humano al agua

• Polioptro F. Martínez-Austria* • Alberto Vargas-Hidalgo •
Universidad de las Américas, Puebla, México
*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-08

Resumen

Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (septiembre-octubre, 2017). Sistema de asignaciones, concesiones y política hídrica en México. Efectos en el derecho humano al agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 117-125.

Las modificaciones constitucionales que establecen el acceso al agua y saneamiento como un derecho humano obligan a una revisión del marco jurídico y las políticas públicas de agua que aún están pendientes. En este artículo se realiza una revisión histórica de la legislación en materia de asignaciones y concesiones, así como de la política hídrica actual en la provisión de servicios de agua y saneamiento. Se demuestra que da lugar a inequidad en el acceso a los recursos económicos por parte de los municipios y, por lo tanto, en el cumplimiento del derecho humano al agua. Se propone un arquetipo sistémico que describe la problemática y se proponen medidas para su solución.

Palabras clave: derecho humano al agua, política hídrica, arquetipos sistémicos, organismos operadores.

Abstract

Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (September-October, 2017). System of allocations, concessions and water policy in Mexico. Effects on the human right to water. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 117-125.

The constitutional changes that established access to water and sanitation as a human right require a review of the legal frameworks and public policies pertaining to water, which is still pending. This article reviews the legislative history of water allocations and concessions, as well as current policies related to drinking water and sanitation services. The results demonstrate that they lead to unequal access to economic resources on the part of the municipalities, and therefore non-compliance with the human right to water. A systemic model is proposed to describe the problem and recommend steps to resolve it.

Keywords: Human right to water, water policy, systemic archetypes, water utilities.

Publicado por invitación

Introducción

Con la modificación realizada en 2012 al artículo 4º de la Constitución Mexicana se establece como un derecho humano que: “Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo humano personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El Estado garantizará este derecho...”. Este mandato constitucional obliga a una seria reflexión y modificaciones del marco jurídico y a las políticas públicas asociadas, empezando por la Ley de Aguas Nacionales, misma que aún está en revisión, así como de los programas federales

para la provisión de los servicios de agua y saneamiento.

Uno de los aspectos más controversiales en el cumplimiento del derecho humano al agua es el pago del servicio. Conforme a las Naciones Unidas, el derecho humano al agua implica que éste debe ser asequible para todos, es decir, que: “Ningún individuo o grupo debería verse privado del acceso a agua potable por no poder pagar” (Oficina del Alto Comisionado para los Derechos Humanos, ONU, 2011). Para lograrlo, se recomienda que el gasto en agua no sea superior al 3% de los ingresos de la unidad familiar (Programa ONU-Agua, 2015). Lograr tal propósito

exige eficiencia en el uso de los recursos, que reduzcan los costos innecesarios del servicio, entre lo que se incluye el pago por “derechos” del agua, modalidad que se aplica en México al uso doméstico.

En nuestro país, el concepto de asignaciones de agua, que en su origen fue una medida para proteger el derecho humano al agua, fue contravenido de forma solapada en la Ley de Aguas Nacionales de 1992. A lo anterior se sumó una política recaudatoria en el pago de derechos de agua y las reglas de los programas federales, lo que en conjunto ha producido una política hídrica que favorece la inequidad en el acceso a los recursos de inversión en agua potable y saneamiento, y por tanto vulnera el derecho humano al agua. Una revisión histórica del concepto de asignación y de concesión en México, junto con un análisis de la Ley de Pago de Derechos y las Reglas de Operación de los Programas Federalizados, exhibirá la inequidad en que se incurre. Un análisis sistémico revelará el arquetipo de este sistema y proveerá recomendaciones para su solución.

Asignaciones y concesiones. Revisión histórica

Hoy en día, el uso de agua por parte de los municipios, incluida la necesaria para asegurar el derecho humano al agua, se trata como cualquier otra concesión de agua, variando sólo el costo unitario del pago del derecho. Es legítimo preguntarse si esto debe ser así. Una breve revisión de la evolución del esquema de concesiones y asignaciones puede mostrar que, al menos para los legisladores del periodo revolucionario en México, el uso del agua municipal debía considerarse bajo principios muy diferentes a otros usos del agua.

El agua en el porfiriato y en la Constitución de 1917

En primer término, es necesario considerar el régimen de propiedad de las aguas en México. Sin ir muy atrás en la historia, en la época contemporánea, el primer antecedente corresponde

a la Ley de Aprovechamiento de Aguas de Jurisdicción Nacional, emitida el 14 de diciembre de 1910, por el entonces presidente Porfirio Díaz, y que entró en vigor el primero de enero de 1911. En esta Ley se determinaba que la federación tendría jurisdicción sobre prácticamente todas las aguas nacionales (artículo 1°), y establecía un esquema de concesiones para su aprovechamiento (artículo 5), con un sistema de “preferencia” para dichas concesiones, que colocó en primer lugar los usos domésticos y en segundo lugar los servicios públicos de las poblaciones (artículo 7). Por otra parte, en su artículo 46, se estableció que es “libre el uso y aprovechamiento por medios manuales de las aguas de jurisdicción federal”, con lo que se protegía el derecho de las personas a cantidades de agua suficientes para el uso doméstico. Es de notar que no se hace referencia a un límite del agua a extraer, considerando que por medios manuales no habrían de afectarse de modo significativo los caudales o volúmenes disponibles. Este criterio, que se mantuvo en las sucesivas leyes de aguas, si bien no hace referencia al concepto moderno de derecho humano al agua, aseguraba que todas las personas tendrían acceso al recurso, siempre que tuvieran alguna fuente cercana.

En la Constitución de 1917, que plasmó los principios de la Revolución mexicana, en su artículo 27, se declara que las aguas son de propiedad nacional y sólo pueden usarse mediante concesiones. El 11 de julio de 1917 se promulga la Ley Federal sobre Uso y Aprovechamiento de las Aguas Públicas Sujetas al Dominio de la Nación, que no cambia de forma sustancial —para efectos de provisión de agua potable— lo establecido en la Ley de 1910. Sin embargo, se precisa que:

“Quedan exceptuadas de todo impuesto las aguas federales destinadas a los siguientes usos:

- 1°.- Usos manuales de las mismas aguas.
- 2°.- Usos públicos y privados para el servicio de los habitantes de las poblaciones o para las obras públicas de los Municipios.”.

Mediante esta previsión legal se aseguraba que ninguna carga fiscal por efecto del uso de las aguas de la nación afectara a la población, con lo que se protegió el acceso al agua de los más pobres.

El 7 de agosto de 1929 se publica la Ley de Aguas de Propiedad Nacional. En ella se mantiene la preferencia del uso del agua en su artículo 18:

“Cuando concurren varias solicitudes para distinta aplicación en el aprovechamiento de las aguas, se observará el siguiente orden de preferencia:

I.- Para usos domésticos de los habitantes de poblados, cualquiera que sea el carácter e importancia de éstos y para abrevadero de ganados.

II.- Para servicios públicos de poblaciones, abastecimientos de ferrocarriles y demás sistemas de transportes”.

Las asignaciones de agua a los municipios

Por razones históricas, en el periodo inmediato posterior a la Revolución, la atención de los poderes ejecutivo y legislativo se centró sobre todo en el uso del agua para la irrigación. De esta manera, se publica en 1926 la Ley sobre Irrigación con Aguas Federales.

Sin embargo, en lo que hace al agua potable, un hito importante es la publicación, el 2 de agosto de 1934, de un decreto modificatorio a la Ley de Aguas de 1917, firmado por el presidente Abelardo Rodríguez, al que se presta poca atención en la historia de la legislación hídrica mexicana, que sin embargo puede aportar luz a la discusión actual sobre el derecho humano al agua.

En el Decreto que Reforma la Ley de Aguas Vigente (Aprovechamiento en servicios públicos y domésticos que directamente administren los ayuntamientos) se anota en sus consideraciones que: “es urgente establecer sistemas rápidos y prácticos para que los Ayuntamientos puedan llevar a cabo aprovechamientos de aguas con los que atiendan los servicios públicos y domésticos”.

Para el objetivo de este análisis, lo más relevante de este Decreto es que se establece, en su artículo primero, que:

“Se consideran como aprovechamientos hechos por la Nación, los de las aguas de propiedad nacional que se requieran para los servicios públicos y domésticos de las poblaciones.

Mediante solicitud de los Ayuntamientos, el Ejecutivo autorizará el aprovechamiento de las aguas en la cantidad necesaria”.

Éste es el origen de las asignaciones de agua. Se considera, por tanto, que es la misma Nación la que usa el agua para satisfacer necesidades básicas de la población y el gobierno federal “autoriza su uso” sin necesidad de otorgar una concesión.

Sin embargo, este beneficio sólo sería válido cuando fueran los Ayuntamientos quienes administraran directamente el servicio de agua, que puede ser contratado a particulares. En el artículo 2 de este decreto se establece que:

“Los Ayuntamientos que estén autorizados para usar aguas de propiedad nacional, con el fin de atender los servicios públicos y domésticos de las poblaciones, sólo podrán contratar con particulares la administración de dichos servicios, previo permiso de la Secretaría de Agricultura y Fomento. En este caso, el aprovechamiento de las aguas por mediación del contratista, se sujetará al régimen de concesiones, especialmente por lo que se refiere a las tarifas...”.

En leyes posteriores y hasta la fecha, tal mecanismo de uso doméstico del agua y para poblaciones se denominará “asignación”. No obstante, mediante una maniobra legislativa, a partir de 1992, las asignaciones quedaron sin valor alguno, al equipararlas con las concesiones.

La ley de 1992

La Conferencia de Dublín, realizada en 1992, expresó claramente el nuevo enfoque neoliberal

en la gestión del agua que se promovía desde organismos internacionales y también en México. En particular, el “cuarto principio de Dublín” estableció que: “El agua tienen un valor económico en todos sus usos competitivos y debe ser reconocida como un bien económico” (Tortajada, 2007).

Siguiendo este enfoque, la Ley de Aguas Nacionales, publicada el 1° de diciembre de 1992, modificó de manera fundamental el esquema de asignaciones, al establecer en su artículo 20 que:

“La explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales por dependencias y organismos descentralizados de la administración pública federal, estatal o municipal, se podrá realizar mediante asignación otorgada por “La Comisión”.

La asignación de agua a que se refiere el párrafo anterior se regirá por las mismas disposiciones que se aplican a las concesiones, y el signatario se considerará concesionario para efectos de la presente ley.”.

Desaparece así la descripción del uso para el abastecimiento público y doméstico, y en su lugar se hace una referencia genérica al agua empleada por la administración pública de todos los ámbitos de gobierno.

Peor aún, la asignación de agua a los municipios que se hacía en leyes anteriores se anula en los hechos, al aplicarle los mismos criterios que a las concesiones y, de facto, a los asignatarios habrá de considerárseles concesionarios. Cabe preguntar qué sentido tiene mantener en la ley el concepto de asignaciones si “se regirán por las mismas disposiciones que se aplican a las concesiones”.

Con este procedimiento se termina en la práctica con el esquema de asignaciones que consideraba el agua para consumo humano como un “aprovechamiento de la Nación”. En la Ley de Aguas Nacionales se regula el ahora denominado “uso urbano”, equiparándolo entonces a los otros usos mediante concesiones, y solamente concediéndole prioridad en un artículo, transitorio hasta ahora, de la propia Ley, en lugar de en un artículo en el cuerpo de la Ley, como ocurría en la legislación previa.

La Ley Federal de Derechos

El esquema de asignaciones y concesiones se complementa en el marco jurídico con la Ley Federal de Derechos 2017, que en su artículo 222 establece que:

“Están obligadas al pago del derecho sobre agua, las personas físicas y morales que usen, exploten o aprovechen aguas nacionales, bien sea de hecho o al amparo de títulos de asignación, concesión, autorización o permiso, otorgados por el Gobierno Federal, de acuerdo con la zona de disponibilidad de agua en que se efectúe su extracción...”.

Así, el uso del agua para abastecimiento de la población deja de ser definitivamente un “uso de agua por la Nación” y los ciudadanos se convierten en usuarios del agua como cualquier otro, como por ejemplo la industria o la generación de electricidad. El derecho humano al agua queda al mismo nivel que los usos comerciales.

Más adelante en esta Ley, en el artículo 223, se establecen los costos del derecho de agua que, en el caso de agua potable, para consumos menores a 300 l/hab/día va de 53.85 a 451.58 por millar de metros cúbicos si la fuente es de agua superficial, y de 57.12 a 471.39 por millar de metros cúbicos si la fuente es de agua subterránea.

Este enfoque, que pretende proteger mediante costos diferenciados las zonas en las que la disponibilidad es menor, no hace, sin embargo, distinción del nivel de marginación de las comunidades, que de esta manera se encuentran equiparadas a zonas de mayor bienestar.

Es de notar que, en contraste, la agricultura de riego, el principal consumidor de agua en México, paga derechos sólo en el caso de que se consuma un volumen mayor al concesionado. En la práctica, no se pagan derechos por el agua que se usa.

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (Conagua), “México ocupa el sexto lugar mundial en términos de superficie con infraestructura de riego con 6.4 millones de hectáreas,

de las cuales el 54% corresponde a 85 distritos de riego, y el restante a más de 39 mil unidades de riego” (Conagua, 2014).

En el cuadro 1 se presenta los usos agrupados consuntivos por origen, donde se aprecia que el principal consumidor de agua es el sector agrícola.

Por otra parte, la agricultura de riego es una actividad económica que obtiene un usufructo de un bien de la nación, en este caso el agua, además de tener una tarifa preferencial en el consumo de energía eléctrica. Asimismo, la infraestructura mayor de los distritos de riego es también propiedad de la nación, que los agricultores usufructúan en concesión.

Programas federalizados

La política pública en materia de agua en México se complementa con programas federales de apoyo económico. En el caso del agua para las poblaciones, se aplica el “Programa de agua potable, drenaje y tratamiento a cargo de la Comisión Nacional del Agua” (Conagua, 2016), por brevedad, Proagua.

El Proagua tiene apartados para el medio urbano (Apaup) y el medio rural (Aparural), este último restringido a poblados con menos de 2 500 habitantes y con “la participación comunitaria organizada”. En ambos casos, el monto máximo de aportación federal es de 60% de los costos. Existen excepciones para poblaciones muy pobres, que entre otros requisitos deben

tener una cobertura de agua potable menor o igual al 20%, o bien para municipios que tengan menos de 25 000 habitantes, en cuyos casos, y cumpliendo otros requisitos, se pueden asignar fondos federales al 100%. Como es de prever, estos casos son poco numerosos.

Para tener acceso a los recursos de estos programas se requiere, en primer término, que los proveedores del servicio de agua y saneamiento (municipios, organismos operadores o bien gobiernos estatales) estén al corriente en el pago de derechos de aguas nacionales y de descargas de aguas residuales. Muchos municipios y comunidades, por sus condiciones de pobreza, no están al corriente en el pago de tales derechos, de los que como se ha visto estaban exentos en el pasado, lo cual los pone en una situación de desventaja en relación con otros con mayores niveles de bienestar. Se da la paradoja de que se puede tener agua para riego sin pagar derechos, pero no agua potable. Esta política no ayuda a crear un ambiente propicio para el cumplimiento al derecho humano al agua.

Esta situación de desigualdad se acrecienta más cuando se analizan otros de los requisitos establecidos en las citadas reglas de operación (Conagua, 2016), donde para alcanzar los recursos para zonas urbanas se tiene que cumplir otra serie de requerimientos, entre los que se pueden subrayar los que se muestran en el cuadro 2.

A los organismos operadores que dan atención a poblaciones de más de 500 000 habitantes se les pide también utilizar una herramienta que

Cuadro 1. Usos del agua en México (Conagua, 2014).

Uso agrupado	Origen		Volumen total (miles de millones de m ³)	Extracción (%)
	Superficial (miles de millones de m ³)	Subterráneo (miles de millones de m ³)		
Agrícola	41.04	20.78	61.82	75.72
Abastecimiento público	4.74	7.22	11.96	14.65
Industria autoabastecida	1.41	1.93	3.34	4.09
Energía eléctrica excluyendo hidroelectricidad	4.09	0.44	4.53	5.55
Total	51.28	30.37	81.65	100

Cuadro 2. Algunos requisitos adicionales para acceder a los programas federalizados de la Conagua.

Requisito	Comentario
Que el gobierno estatal haya suscrito un convenio de coordinación con el gobierno federal	Si el gobierno estatal no quiere firmar el convenio o pretende colocar menos recursos de los establecidos, los municipios o los organismos operadores quedan imposibilitados de tener acceso a la bolsa federal
Los estados, municipios y organismos operadores que sean los ejecutores de los recursos deberán tener capacidad técnica y administrativa para ello	Sólo los municipios y organismos operadores consolidados tienen capacidad técnica y administrativa para ejecutar los proyectos, quedando el 80% de ellos, por este requisito, fuera del programa
Contar con la contraparte correspondiente proveniente de las aportaciones estatales, municipales, del organismo operador y otra fuente de financiamiento	La federación por lo regular coloca el 50% de los recursos; el otro 50% le corresponde al estado, que pone el 25% y exige a los municipios, si quieren participar en el programa, que aporten el 25% restante. Sin embargo, según cifras de Coneval, para 2014, la población en pobreza era de 55 341 600 habitantes (46.2%) y en extrema pobreza 11 442 300 (9.5%). INEGI, en el módulo de condiciones socioeconómicas 2015, reporta el ingreso corriente promedio trimestral por hogar, ordenado por deciles de hogares, según tamaño de localidad, que el ingreso por hogar en una población de menos de 2 500 habitantes asciende a 2 637.33 \$/mes-hogar, y para una población de 2 500 habitantes o más, el ingreso mensual por hogar es de 2 818 \$/mes-hogar para el decil I. El decil II no está muy separado de estos números. Estos deciles corresponden a los estratos donde se concentra la pobreza y la carencia de servicios, y están imposibilitados para brindar su contraparte financiera. La Constitución y el derecho humano al agua implica que el agua debe ser asequible para todos: "Ningún individuo o grupo debería verse privado del acceso a agua potable por no poder pagar"
El beneficiario que pretenda construir o ampliar plantas de tratamiento de agua residual deberá demostrar que contará con los recursos técnicos y económicos necesarios para la operación y el mantenimiento de la infraestructura construida a través de un esquema tarifario-financiero	En la Encuesta Censal 2015 de INEGI, el grado de escolaridad nacional promedio es de 9.1 años, equivalente a la secundaria, lo que aunado a lo precario de sus ingresos para cubrir la tarifa del agua y el saneamiento, imposibilita a los usuarios de menores recursos, bajo este criterio, construir o ampliar las plantas de tratamiento, con el consecuente incremento de la contaminación y daños a la salud pública, e impactos negativos al medio ambiente

evalúa 112 elementos organizados en ocho áreas: calidad del servicio; eficiencia en la planeación y ejecución de inversiones; operación; gestión empresarial; sostenibilidad financiera; acceso al servicio; gobierno participativo, y sostenibilidad ambiental, para calificar la fiabilidad del organismo operador en una escala del 0 al 100, lo que se usa para certificar sus procesos. Ese criterio, de aplicación general, no considera los diversos grados de desarrollo del país. Se trata de emplear una herramienta elaborada en otros países con un desarrollo económico-social muy diferente al de México.

Arquetipo sistémico

La teoría de sistemas provee de herramientas de pensamiento que permiten analizar las causas

de comportamientos típicos de los sistemas, y ofrece recomendaciones para la solución de problemas. Muchos de los comportamientos observados de los sistemas son semejantes, de manera que se han construido los "arquetipos sistémicos", que explican la conducta de dichos sistemas y ofrecen recomendaciones para la solución de los problemas encontrados.

El comportamiento descrito del marco jurídico y de la política pública en materia de agua potable se puede modelar mediante el arquetipo denominado "éxito a quien tiene éxito", que representa una situación donde dos organizaciones compiten por recursos limitados, y la asignación de esos recursos favorece al que de por sí tiene una ventaja, produciendo una situación de inequidad en la asignación de los recursos (Senge, 2006; Senge, Kleiner, Roberts, Ross, & Smith, 1994).

En la figura 1 se muestra el arquetipo sistémico para la asignación de recursos entre municipios con organismos operadores consolidados (típicamente los de mayor tamaño y con mejor desarrollo económico) y los municipios con organismos operadores no consolidados (típicamente los más pequeños y con menor desarrollo económico).

El arquetipo consiste de dos ciclos de retroalimentación enlazados por el recurso por el que se compete, en este caso la asignación de los fondos (federales o estatales) para el desarrollo del servicio de agua y saneamiento. Las reglas que dominan el “ambiente de competencia” por esos recursos son las ya comentadas, es decir, el marco jurídico y las reglas de operación que instrumentan la política hídrica, y que claramente hacen más fácil a los organismos consolidados el tener acceso a los recursos, y más difícil para los organismos menos consolidados.

El problema sistémico que describe este arquetipo es que conforme se dan más recursos a los organismos consolidados, éstos tienen

mejores posibilidades de obtener aún más fondos en el futuro; mientras que los organismos menos desarrollados, que reciben menos recursos, logran como resultado un menor desarrollo, lo que a su vez, en el tiempo, aumenta su brecha respecto de los otros organismos, y les hace cada vez más difícil usar fondos federales o estatales. El sistema favorece la inequidad en la disposición de los fondos y, por lo tanto, en el acceso al agua y saneamiento.

El desempeño resultante será el mostrado en la figura 2. Los organismos operadores consolidados irán mejorando con el tiempo, mientras que los no consolidados tendrán un desempeño cada vez más pobre.

La teoría de sistemas define la solución al problema planteado por este arquetipo y consiste necesariamente en desacoplar los ciclos de retroalimentación. En este caso, se debe definir una política hídrica claramente diferenciada entre los dos tipos de organismos, los consolidados y los no consolidados, con fondos específicos para cada caso.

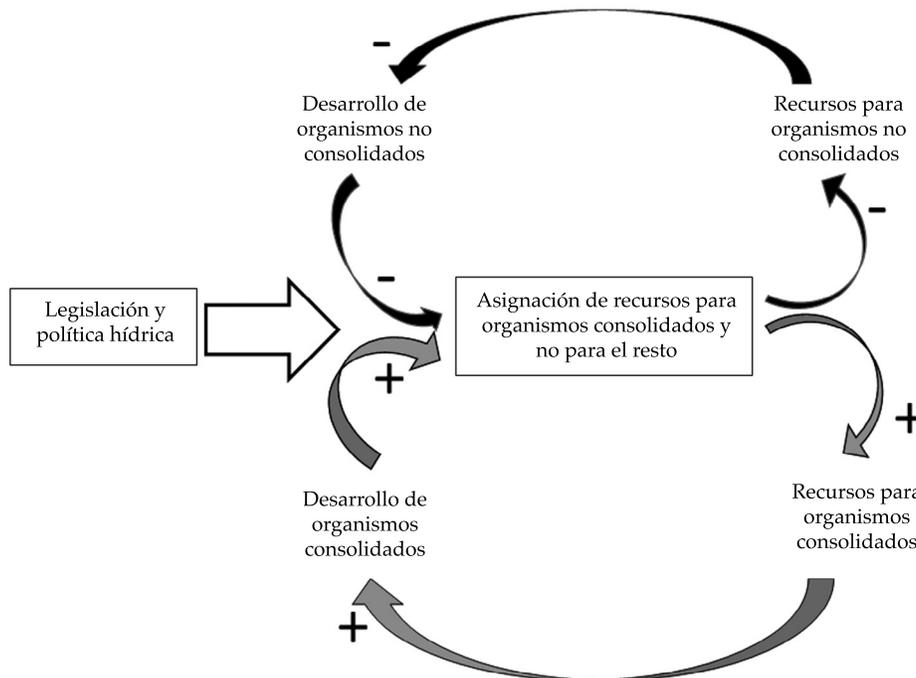


Figura 1. Arquetipo sistémico “éxito para el que tiene éxito” aplicado a los organismos operadores de México.

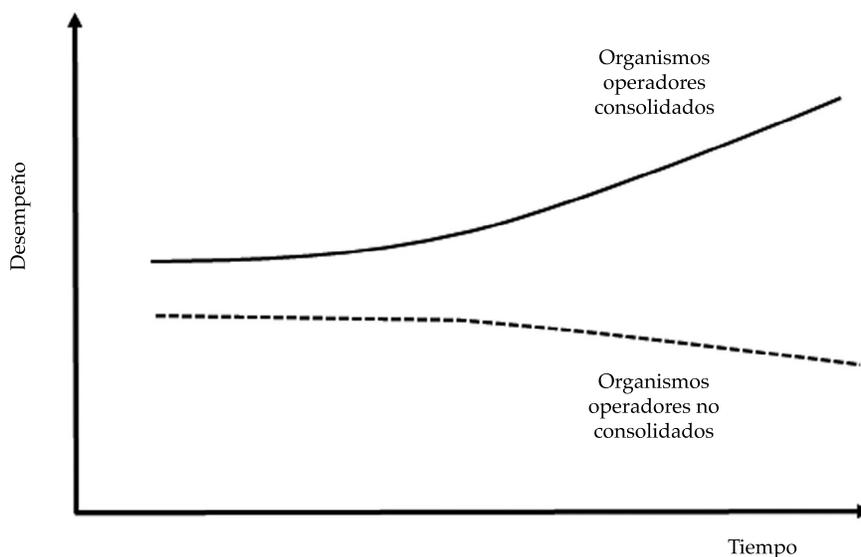


Figura 2. Desempeño de los organismos como resultado de la política pública actual.

En términos prácticos, será necesario establecer políticas y reglas claramente diferenciadas entre ambos tipos de organismos, estableciendo fondos específicos para cada uno ellos.

Conclusiones y recomendaciones

Se ha mostrado que el conjunto de marco jurídico y políticas públicas para el sector agua en México crea condiciones de inequidad, las cuales obstaculizan el cumplimiento del derecho humano al agua. Esta situación se ha podido caracterizar mediante un arquetipo sistémico. La solución consiste en el desacoplamiento de las políticas públicas entre organismos consolidados y no consolidados.

Para lograr dicho desacoplamiento se debe considerar:

- Regresar al concepto de “uso del agua por la Nación”, reconociendo que las asignaciones de agua a los municipios no debieran pagar derechos al Estado por el uso del agua. Al menos, debe eximirse de este pago a los organismos operadores no consolidados, con menos recursos humanos y económicos.

Esta recomendación no significa que el servicio de agua y saneamiento sea gratuito: se paga el servicio, pero no el agua mediante un “derecho”.

- Deben diseñarse programas federales de apoyo específicos para organismos no consolidados y asignarse fondos suficientes para su desarrollo.

En la revisión de la Ley de Aguas Nacionales debe mantenerse el concepto de asignaciones y diferenciarse claramente del sistema de concesiones, lo que, a su vez, debe reflejarse en la Ley Federal de Derechos y en los Programas Federales de apoyo a la provisión de agua, alcantarillado y tratamiento.

Sería necesaria la existencia de una ley nacional específica para la provisión de servicios de agua potable y saneamiento, que normara no sólo lo previsto en el artículo 27 de la Constitución, sino también lo relativo al artículo 4° en derecho humano al agua y al artículo 115, que otorga la provisión de dichos servicios a los municipios.

Referencias

- Conagua (2014). *Estadísticas del agua en México 2014*. México, DF: Subdirección General de Planeación, Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (28 de diciembre de 2016). Reglas de operación del programa de agua potable, drenaje y tratamiento a cargo de la Comisión Nacional del Agua, aplicables a partir de 2017. *Diario Oficial de la Federación*.
- Oficina del Alto Comisionado para los Derechos Humanos, ONU (2011). *El derecho al agua*. Ginebra: Naciones Unidas-Derechos Humanos-ONU-Habitat, Organización Mundial de la Salud.
- Programa ONU-Agua (2015). *El derecho humano al agua. Facts and figures human right to water*. (ONU, Ed.) Decenio Internacional para la Acción "El agua Fuente de Vida" 2005-2015. Recuperado de http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml.

- Senge, P. M. (2006 Revised Edition). *The fifth discipline*. New York: Doubleday.
- Senge, P. M., Kleiner, A., Roberts, C., Ross, R. B., & Smith, B. J. (1994). *The fifth discipline fieldbook*. New York: Random House.
- Tortajada, C. (2007). *El agua y el medio ambiente en las conferencias mundiales de las Naciones Unidas*. Zaragoza: Oficina de la Agenda 21.

Dirección institucional de los autores

Dr. Polioptro F. Martínez-Austria
M.I. Alberto Vargas-Hidalgo

Universidad de las Américas Puebla
Ex-Hacienda Santa Catarina Mártir s/n
72810 San Andrés Cholula, Puebla, MÉXICO
Tel.: +52 (222) 2292 652 y 229 22 17
polioptro.martinez@udlap.mx
alberto.vargasho@udalp.mx



Humedal construído, CW/RHPUJ.

Foto proporcionada por Leonardo Plazas Nossa.

Arima as a forecasting tool for water quality time series measured with UV-Vis spectrometers in a constructed wetland

• Nathalie Hernández • Julio Camargo • Fredy Moreno •
Pontificia Universidad Javeriana, Colombia

• Leonardo Plazas-Nossa* •
Pontificia Universidad Javeriana, Colombia | Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia

*Corresponding autor

• Andrés Torres •
Pontificia Universidad Javeriana, Colombia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-09

Abstract

Hernández, N., Camargo, J., Moreno, F., Plazas-Nossa, L., & Torres, A. (September-October, 2017). Arima as a tool to predict water quality using time series recorded with UV-Vis spectrometers in a constructed wetland. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 8(5), 127-139.

The prediction of water quality plays a crucial role in discussions about urban drainage systems, given that the integrated management of this resource is required in order to meet human needs. The present paper uses Arima (Autoregressive Integrated Moving Average) to predict influent and effluent water quality in a constructed wetland, as well as its pollutant removal efficiency. The wetland is located on the campus of the Pontificia Universidad Javeriana in Bogotá, Colombia. Arima prediction values were based on time series obtained with UV-Vis spectrometry probes. These predictions were found to be adequate for the first 12 hours of the water quality time series for the three data sets analyzed: influent, effluent, and efficiency. Overall, none of the data had prediction errors over 15%. In separate analyses of the relative predictive errors in influent and effluent values, they were found to be less significant for UV wavelengths than for the visible range (Vis). In addition, the variability in this type of error was less for the UV range than for the Vis range, which indicates that Arima is a suitable prediction method for analyzing pollutants that fall in the UV range.

Keywords: Forecasting methods, time series analysis, UV-Vis spectrometry, water quality, wetland.

Resumen

Hernández, N., Camargo, J., Moreno, F., Plazas-Nossa, L., & Torres, A. (septiembre-octubre, 2017). Arima como herramienta de pronóstico para la calidad del agua con series de tiempo registradas con espectrómetros UV-Vis en un humedal construido. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 127-139.

Cuando se discute sobre el tema de los sistemas de drenaje urbano, el pronóstico de la calidad del agua juega un papel crucial, dado que la gestión integrada de este recurso es necesaria para satisfacer las necesidades humanas. El presente artículo aplica Arima (Autoregressive Integrated Moving Average) para pronosticar la calidad del agua afluente y efluente, además de la eficiencia de eliminación de contaminantes, en un humedal construido ubicado en el campus de la Pontificia Universidad Javeriana en Bogotá, Colombia. Los valores del pronóstico de Arima se basan en series temporales obtenidas por sondas de espectrometría UV-Vis. Los pronósticos basados en Arima son adecuados para las primeras 12 horas de la serie de tiempo de calidad del agua, y para las tres series de tiempo analizadas: afluente, efluente y eficiencia. En general, los errores de pronóstico no sobrepasaron el 15% para ninguno de los datos observados. Análisis separados del afluente y del efluente respecto a los errores de pronóstico relativos resultantes prueban ser menos significativos para las longitudes de onda UV que para el rango visible (Vis). Asimismo, para el rango UV, este tipo de error presenta una menor variabilidad que la de la gama Vis, un resultado que sugiere que Arima es un método de pronóstico adecuado cuando se analizan contaminantes que caen en el rango UV.

Palabras clave: análisis de series de tiempo, calidad de aguas, espectrometría UV-Vis, humedal, métodos de pronóstico.

Received: 03/06/2015

Accepted: 04/04/2017

Introduction

Water quality monitoring has become an indispensable part of the management of urban drainage systems given that climate variables or contaminant loads can quickly alter water quality. Normally carried out via sampling, quality control for these systems entails the collection, transportation and laboratory analysis of field samples. More often than not, these laboratories are not found in the same place as the sample collection site. Here, the spatiotemporal representation achieved by sampling must be mentioned in tandem with the problems it presents, such as the systematic errors produced by the laboratory equipment (Plazas-Nossa & Torres, 2014).

In response to this issue, time and money have been invested in online sensors for water quality monitoring; these sensors offer the possibility of real-time measurements (Qin, Gao, & Chen, 2011; Zamora & Torres, 2014). Optic and electronic development has brought with it advances in Ultraviolet (UV) and Visible (Vis) spectrometry (UV-Vis), a field focused on producing small-scale robust sensors that register light attenuation (absorbance) and provide continuous water quality results (at a rate of one signal per minute) (Plazas-Nossa & Torres, 2014). One of the primary advantages of this type of sensor is its ability to simultaneously track various parameters with a single measuring device (Gruber, Bertrand-Krajewski, De Bénédittis, Hochedlinger, & Lettl, 2006; De Sanctis, Del Moro, Levantesi, Luprano, & Di Iaconi, 2016; Vanacker, Wezel, Arthaud, Guérin, & Robin, 2016). UV-Vis spectrometry has proven to be useful for water quality measuring, particularly in wastewater treatment plants, where it is used at different treatment stages to evaluate both contaminant loads and removal efficiency of organic material, nitrates, nitrites and Total Suspended Solids (TSS) (Plazas-Nossa & Torres, 2014).

Water quality predictions for urban sanitation hydro-systems take on added significance when attempting to forecast the future behavior

of different contamination determinants to grant decision-makers the tools with which to follow the appropriate preventive or corrective steps related to water quality management. The pertinent scientific literature reports experiences with water quality prediction (Faruk, 2010; Yan, Zou, & Wang, 2010; Halliday *et al.*, 2012; Campisano, Cabot, Muschalla, Pleau, & Vanrolleghem, 2013; García *et al.*, 2015; Garcia *et al.*, 2016; Hornsby, Ripa, Vassillo, & Ulgiati, 2016). There are also cases of classic prediction models employed in a wide array of water quality studies, such as Autoregressive Moving Average (ARMA) or the Box-Jenkins Autoregressive Integrated Moving Average (Arima) (Lehemann & Rode, 2001; Faruk, 2010; Abaurrea, Asín, Cebrián, & García-Vera, 2011; Widowati, Purnomo, Koshio, & Oktaferdian, 2016; Brentan, Luvizotto, Herrera, Izquierdo & Pérez-García, 2017).

However, the literature provides no evidence of the application of these methods for predicting UV-Vis spectrometry time series with short acquisition phases (on the order of one spectrum per minute); moreover, few cases speak on the subject from the point of view of other methods, such as the Discrete Fourier Transform (DFT) (Plazas-Nossa & Torres, 2013) or Artificial Neural Networks (ANN) (Plazas-Nossa, Avila, & Torres, 2017a).

Water quality prediction also facilitates the recycling of rain water, especially regarding supporting the decision-making process related to the allocation of funds towards the development of rainwater harvesting infrastructure.

The constructed wetland under study for the present paper includes a continuous water quality testing system that looks at affluent and effluent with UV-Vis spectrometers (Spectro::lyser™) (Galarza-Molina, Torres, Moura, & Lara-Borrero, 2013). Observed water quality presents temporal fluctuations, a situation that can be attributed to the presence of substances such as inorganic ions, heavy metals and pathogenic microorganisms. With an eye towards creating a system with real-time control that maximizes the amount of recycled rainwater, a predictive

tool has been proposed to ensure the quality of affluent and effluent water. On the whole, *in situ* time series display stochastic behavior. The manipulation and analysis of this data obviously becomes complex, leading the authors of the present article to rely on Arima, a method that models time series with or without component tendencies or seasonal variations. Also, Arima lends itself to forecasting (Shyh-Jier & Kuang-Rong, 2003; Faruk, 2010; Abaurrea *et al.*, 2011; Widowati *et al.*, 2016; Brentan *et al.*, 2017).

Materials and methods

The Pontificia Universidad Javeriana in Bogotá, Colombia serves as the site of this case study. The campus's constructed wetland (regulator tank) is four meters wide and 20.3 meters long. On its surface is a vegetative layer of papyrus with the following characteristics: the first zone is 4 m by 6.72 m, in one inch of gravel; the second is 4 m by 6.97 m in 0.75 inch of gravel; the third and final is 4 m by 6.62 m in 0.5 inch of gravel. The wetland is designed for subsurface flow to take in overflow from the Guillermo Castro Building (a parking lot) and the Néstor Santacoloma Building (the building that houses Oncology) (Galarza-Molina *et al.*, 2013).

Spectro::lyser™ UV-Vis waterproof spectrometers, 65 centimeters long by 44 millimeters wide, are used to conduct the present research. Primarily used to record light attenuation (absorbance) on-line continuously (one signal per minute), these spectrometers are equipped with a xenon light of wavelength 200 nm to 750 nm at 2.5 nm intervals (Plazas-Nossa & Torres, 2013; Plazas-Nossa, Torres, Gruber, & Hofer, 2014). The spectrometers are located at the input (affluent) and output (effluent) of the constructed wetland. Table 1 details the wavelengths (200 to 745 nm) for which the contamination determinants consider in the present study are relevant (e.g. nitrates, nitrites, chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand) (Plazas-Nossa *et al.*, 2014).

Drawn from the wetland's affluent and effluent, the data presents in the table 1 is taken continuously from 12:00 a.m. on March 6th, 2014 to 6:10 a.m. on March 21st, 2014 at one-minute intervals. In total, 21251 pieces of data are recorded. Spectrometers registered 219 total wavelengths for affluent and 214 for effluent. The difference between these two wavelengths (219 and 214) can be explained by the characteristics of the sensors themselves given by the sensor's manufacture parameters. Due to

Table 1. Wavelength and contamination determinants (Source: Plazas-Nossa *et al.*, 2014).

Spectrum	Parameters	Wavelengths Ranges (nm)
UV	NO ₂ Nitrites and NO ₃ Nitrates, Detergents (benzene forms) at 225 nm	200-250
	COD-1 Acetone 266 nm	252.5-267.5
	Phenols Acetaldehyde 277 nm	270-286
	COD-2 (Phenols), presence of hypochlorite ion 290 nm	287.5-357.5
	Formaldehyde	360-380
VISIBLE	DOC	382.5-427.5
	Violet	430-477.5
	Blue	480-537.5
	Green	540-577.5
	Yellow	580-617.5
	Orange	620-647.5
	Red	650-687.5
	TSS	690-745

interference of this nature, the present study only accounts for the first 214 wavelengths which are captured by either the input or output sensors (200 nm to 735 nm). To forestall the problem of missing or atypical data, raw data is filtered with a combination of Winsorizing (Ko & Lee, 1991; Liu, Shah, & Jiang, 2004) and DFT (Plazas-Nossa, Torres, Gruber, & Hofer, 2017b). Winsorizing constitutes a technique specifically designed to handle such cases of data filtering.

Principal Component Analysis (PCA) (Juhos, Makra, & Tóth, 2008; Shlens, 2009; Krawczak & Szkatula, 2014) separates the 214 wavelengths for the 21251 pieces of absorbance data into principal components, gathering the most information possible (more than 95%) such that they lessen computational strain. What's more, PCA makes data series reconstruction possible; in other words, armed with principal components, it is possible to reconstruct the steps culminating in the 214 wavelengths. The authors of this study added Arima (Box, Jenkins, & Reinsel, 1993) to the use of PCA to remove data trends and variations. Thus, this combination achieves stationarity. PCA and Arima form the base from which different forecasting times are generated. Wetland retention time, a key aspect when determining retention efficiency, is determined *via* the Cross-correlation Function (CCF), which is applied to the first principal components of affluent and effluent. This analysis provides the constructed wetland/regulator tank's retention time, a factor taken into account for the effluent data study. The two data sets (affluent and effluent) are split in 2/3 for calibration and the rest for validation. While the calibration data consists of applying Arima to the three principal PCA components (i.e. the work done by this study), the validation data is comprised of the observed data, a necessary step for checking the "validity" of the forecast time series data. Instead of directing attention solely on affluent and effluent, data analysis is also done on wetland efficiency (the ability of the wetland to remove contamination determinants). Therefore, data analysis can be broken down into three phases: (i) PCA and Arima

to pre-evaluate the information and generate predictions for the principal components; (ii) PCA and Arima for the selected principal components are followed by reverse PCA to reconstruct the prediction for all 214 wavelengths based on Arima (of the principal components); (iii) PCA, Arima and reverse PCA carry out on the input/output data efficiency to forecast in terms of wetland efficiency.

Prediction results for the three analytical steps, and two groups (input/output), produce an average of forecasting of confidence intervals between 80% and 95%, it is a range in which each type of data analysis falls (time behaviour of principal components, of each wavelength and of input/output data efficiency). The data is then analyzed using a sort of control: forecast data is checked (calibration) against the real data (validation data) for each type of analysis. In turn, a global analysis of the series is facilitated, as well as a point-by-point comparison of forecast and real values and a calculation of relative and absolute errors for each value. Seeing as the data distribution is unknown, dispersion and box plot are determined. This last step sums up the total behavior for wavelength or principal component for each time step.

Results obtained allow a final analysis for each wavelength range (contamination determinants displayed in table 1) to verify if the observed data matches—or not—the Arima prediction. Also, acceptable forecasting time and wetland efficiency are determined.

Data analysis uses the mathematical software R (R Development Core Team 2014) and the Forecast Package: Forecasting Functions for Time Series and Linear Models (Hyndmann & Khandakar, 2008) for Arima and CCF.

Results and discussion

For the input and output time series, 21251 pieces of total data are obtained. Of these 21251, the first 14026 go towards calibration, with the rest for validation (7225)—the 2/3:1/3 proportion previously mentioned. The time limit for the maximum forecast is 7225 minutes (120 hours),

a direct match to the amount of validation data. CCF concludes that wetland retention time is 19 minutes, with the highest correlation found to be 0.22.

For initial data analysis, real and forecast time series for the first three principal components were compared. Arima is the used method for forecasting the affluent and effluent time series. As far as relative errors are concerned, the former contains relative errors with a trend towards growth, reflecting increases in the prediction forecasting time (except for minutes 717 minutes and 737, at which spikes are observed). For the latter, relative errors correlate with the mean forecast, jumping when the forecasting time hits 3 500 minutes.

Results stemming from the second type of analysis are as follows: affluent data confirms that Arima prediction trends and the validation series exhibit relative errors (figure 1); both sets trend towards a growth approaching 80%, a finding best understood as a difference in precision between the forecast and the real value. The highest percentage of relative errors occurs

between 500 nm and 735 nm, which correspond to the visible spectrum (TSS and turbidity). Thus, Arima forecasts best fit the parts the UV part of the spectrum (organic material-related contaminants), as illustrated by figure 1. For wavelengths 205, 207.5, 215, 217.5, 220, 225, relative error peaks at 14%, whereas absolute errors display their highest values—6.6 absorbance units (AU)—at wavelengths 205, 207.5, 215, 217.5, 220, 225. Here, outliers are present. Absolute errors for the remaining wavelengths turn out to be insignificant.

Analyses performed on Arima trend predictions and validation series about the forecasting time reveals relative errors from 0 to 80%, peaking around 40% between 719 and 739 minutes (figure 2). Absolute errors mirror this behavior, though their maximum value (in the neighborhood of 2.5 AU) appears not in the final minutes but between minutes 719 and 739.

Having presented results for affluent data, attention now shifts towards effluent data, i.e. what leaves the system. Figure 3 portrays Arima prediction trends and validation series obtained

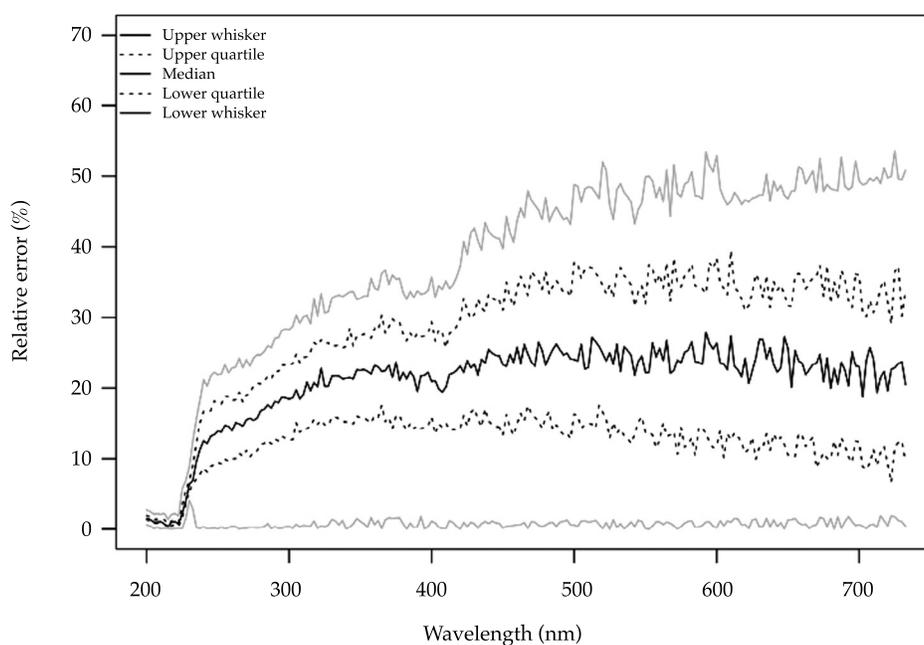


Figure 1. Wavelength and relative error (affluent/input data).

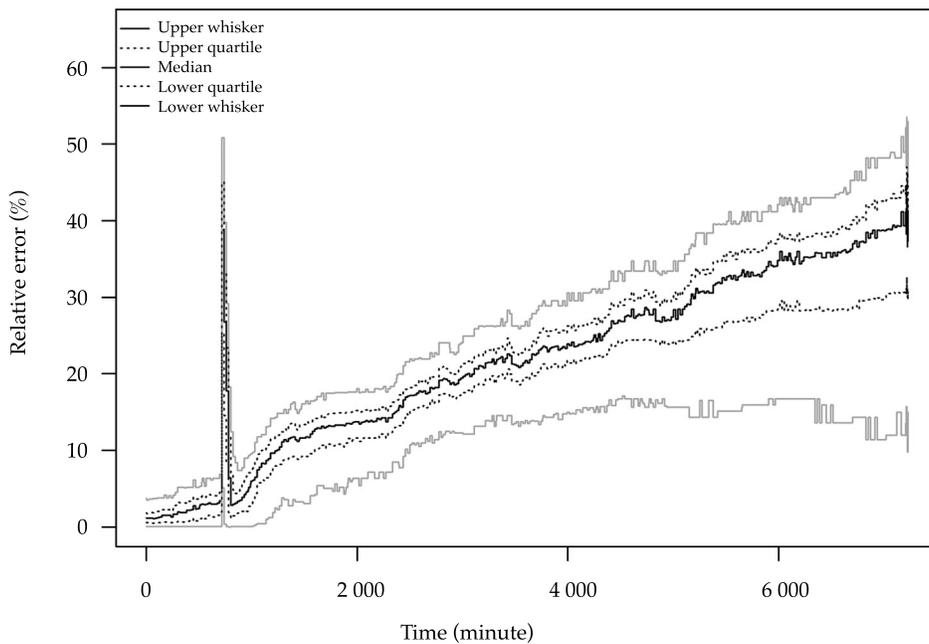


Figure 2. Forecasting time and relative error (affluent/input data).

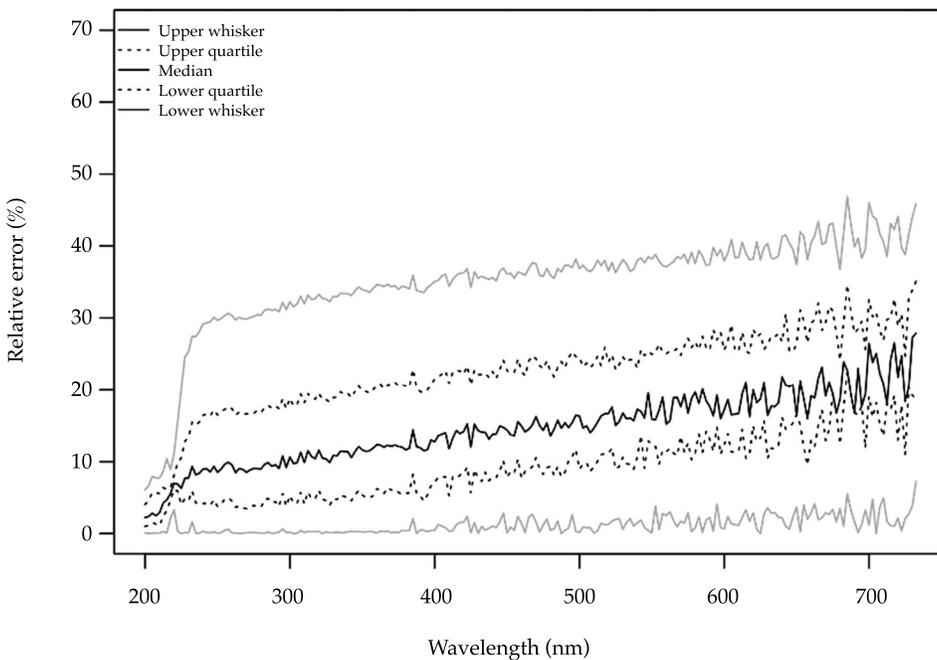


Figure 3. Wavelength and relative error (effluent/output data).

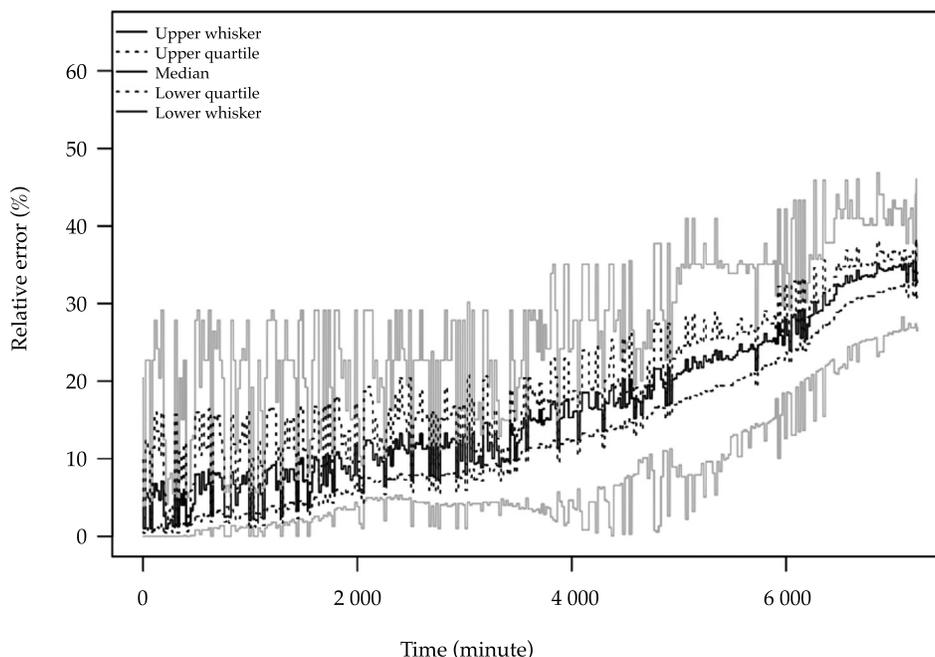


Figure 4. Forecasting time and relative error (effluent/output data).

for wavelengths. For this data, relative errors display a growth trend, closing in values of 50% at higher wavelength spectra (roughly 680 nm to 735 nm). Similarly, these errors steadily increase, correlating an increase in wavelength, from 220 nm to 735 nm. Absolute error is in the range of 12.6 AU, with its lowest value displayed in the higher wavelengths, a finding which confirms Arima's forecasting benefits in terms of wavelength predictions related to organic contamination (graph not shown in this paper).

Arima prediction trend and validation time series relating to the time limit see relative and absolute errors increase from 0% to 50% for relative errors and 0 AU to 12 AU for absolute errors, respectively. Variability levels observed for relative errors display is especially high (figure 4).

For the third, and final, stage of data analysis, shown in figure 5, the wetland's contaminant removal efficiency is compared to wavelengths. Figure 5 evinces the negative efficiency (maximum value of -1) for the 225 nm to 435 nm

range when it comes to eliminating nitrates and nitrites, acetone, phenols, hypochlorite, formaldehyde, COD, total organic carbon, benzenes and toluene (readers are referred to table 1). This indicates that effluent absorbance values double (in magnitude) affluent absorbance values. As a result, it is plausible to conclude that the wetland does not efficiently remove contaminants corresponding to these wavelengths. This inefficiency might be argued to be rooted in the fact that papyrus (in charge of contaminant removal) were not originally planted in the wetland. Rather, they were planted and raised elsewhere and then replanted in the wetland. Despite being a seemingly innocuous observation, this difference plays a large role in the papyrus' ability to retain contaminants (nitrates and nitrites), considering that the highest retention capacity manifests during growth and development processes. Furthermore, the wetland has not been trimmed/pruned, causing some plants that have already completed their life cycle to decompose and subsequently release

their nutrients and/or retained contaminants into the wetland.

Not surprisingly, then, from wavelength 437.5 nm on, the wetland's efficiency improves, effectively retaining contaminants associated with these wavelengths (those of the visible part of the UV-Vis spectrum), such as turbidity, color and TSS at rates of up to 70% (see figure 5). In essence, the wetlands removal of contamination determinants thrives for turbidity and TSS.

In figure 6, a trend of temporal weakening of the efficiency is observed, a situation attributable to the contaminant saturation of the vegetative layer. Eight peaks can be seen throughout the prediction limit, with peaks taking place every 29 hours (approximately). While the cause of this behavior has not been sufficiently explored, it could be the product of papyrus life-cycles and/or the result of contaminants during rain events.

Figure 7 lays out the fluctuations of relative errors for each wavelength versus the average

of the forecast (predicted) and observed (validated) series. Between wavelengths 200 nm and 210 nm, the average forecast is plagued by high relative error; these errors are as high as 2 000%. Almost as striking is the fact that from wavelength 455 nm on, we observe errors around 1 000%.

Nonetheless, observed absolute errors are quite low (less than 1 AU) for wavelengths with high levels of relative errors (see figure 8). Therefore, despite increased relative errors (figure 7), the proposed forecasting tool provides accurate results for the entire UV-Vis range.

Relative and absolute error analysis for the average of prediction and control series takes the prediction limit into account (figures 9 and 10). These two graphs visually represent the error variability for distant (i.e. farther ahead in terms of time) predictions. A peak pops up at minute 717, suggesting that the forecast is acceptable before said time.

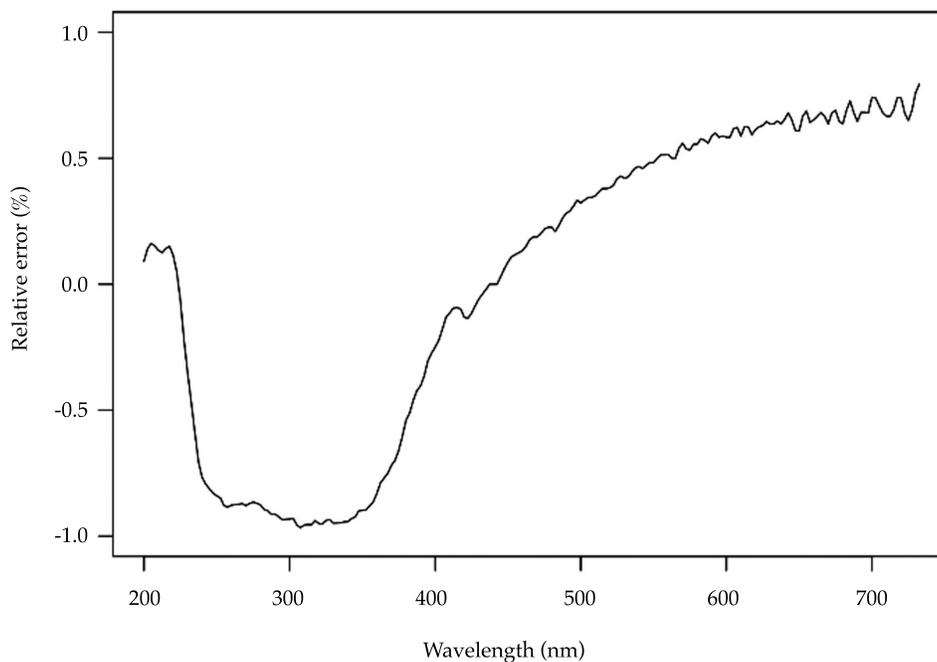


Figure 5. Wavelength and median absorbance efficiency.

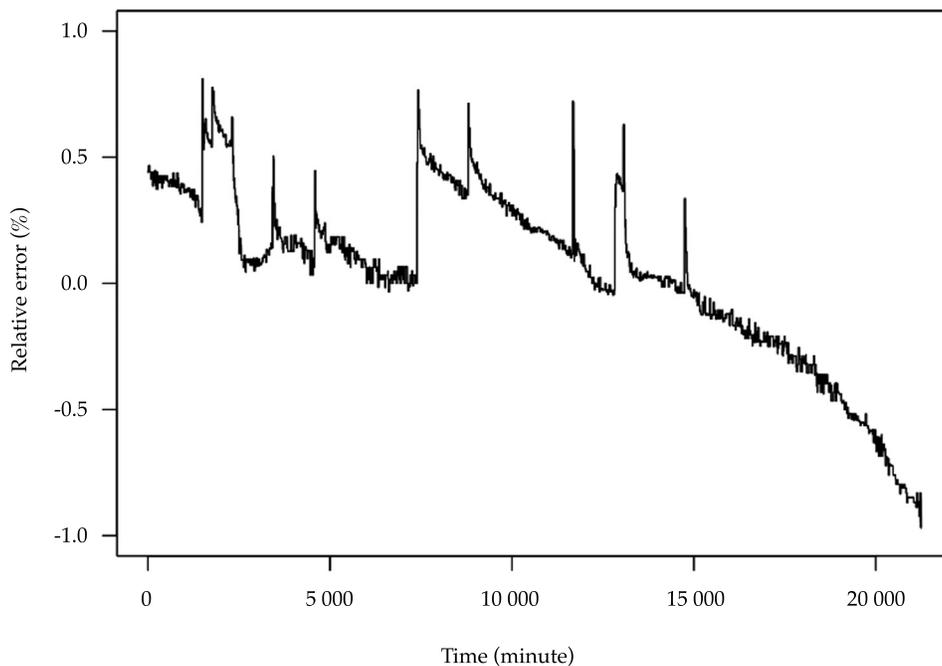


Figure 6. Median of absorbance efficiency and total time range.

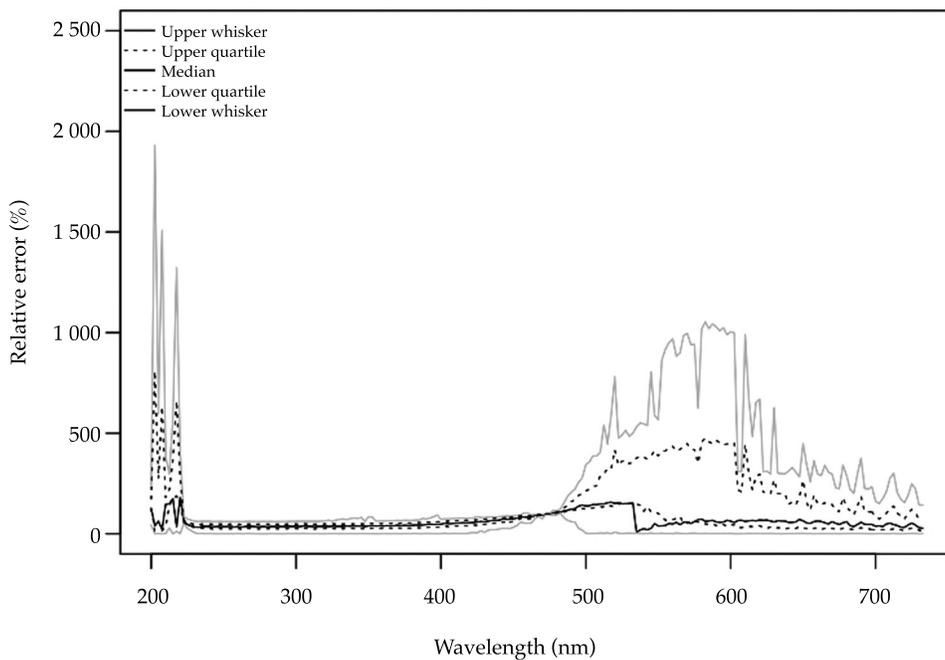


Figure 7. Wavelength and relative error (efficiency).

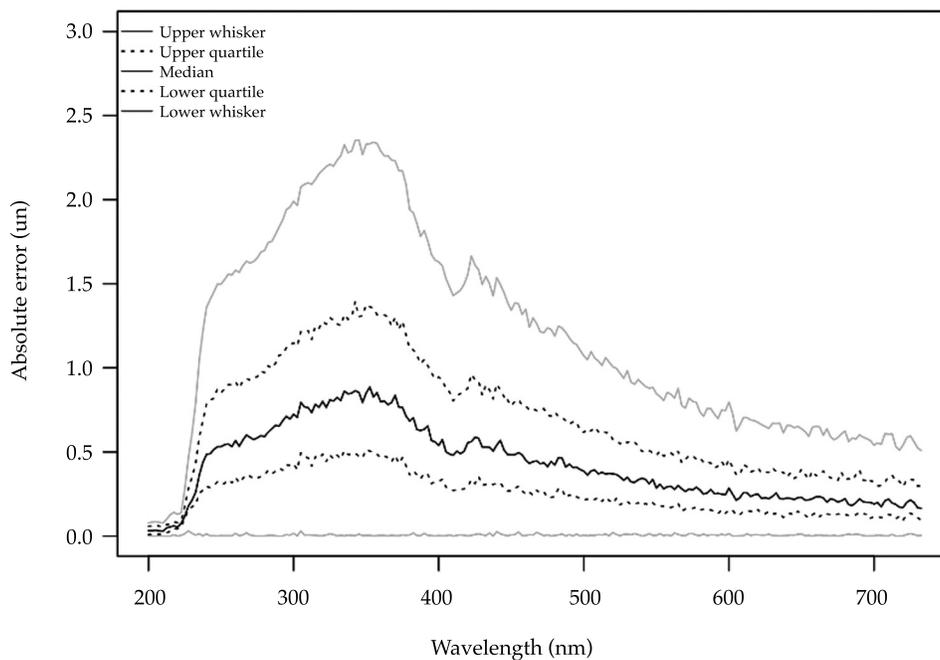


Figure 8. Wavelength and absolute error (efficiency).

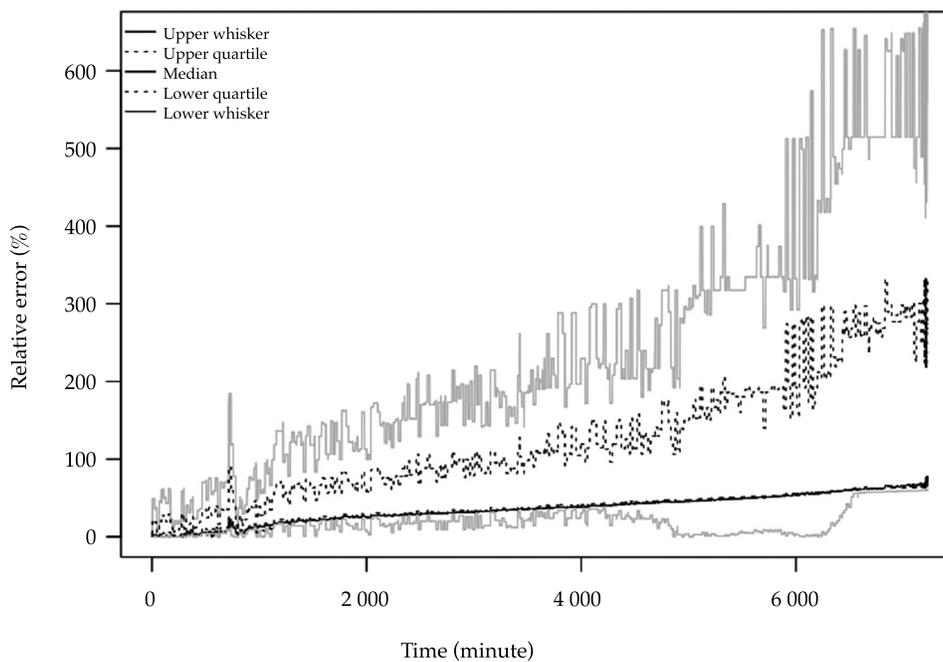


Figure 9. Relative error and forecasting time (efficiency).

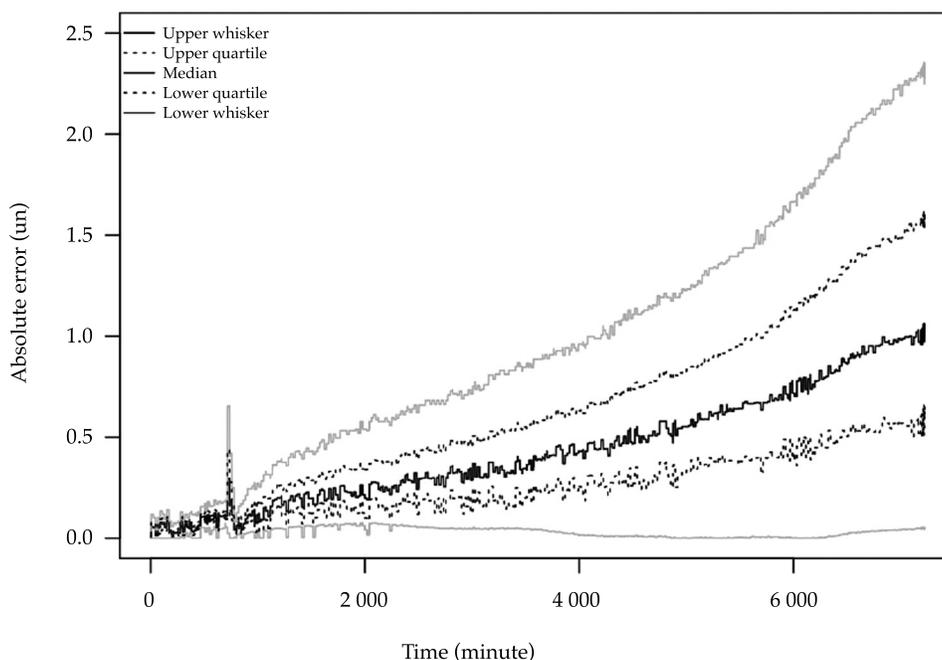


Figure 10. Absolute error and forecasting time (efficiency).

Conclusions

In this paper, the Arima methodology is used to forecast water quality time series measured with UV-Vis sensors in a constructed wetland located on the campus of the Pontificia Universidad Javeriana. Measurements for the affluent (input), effluent (output) and efficiency of this constructed wetland are analyzed.

Arima-based predictions appropriately forecast the first 12 hours of the water quality time series for the three data sets analyzed: affluent, effluent and efficiency. Prediction errors did not exceed 15% for any of the observed data. The accuracy of said predictions is based on a comparison to a control (validation) series arrived at using field-observed data.

Separate analyses of affluent and effluent testify to the fact that relative prediction errors resulting from Arima prove to be less significant for UV wavelengths than for the visibility (Vis) range. This refers to wetland's improved capacity for handling turbidity and TSS versus

other contaminants, such as nitrates, nitrites and toluene. Likewise, for the UV range, these errors exhibit less variability than for the Vis range. Naturally, such an outcome suggests that Arima is a valuable prediction method when discussing contaminants that fall in the UV range.

References

- Abaurrea, J., Asín, J., Cebrian, A., & García-Vera, M. (2011). Trend analysis of water quality series based on regression models with correlated errors. *Journal of Hydrology*, 400, 341-352.
- Box, G., Jenkins, G., & Reinsel, G. (1993). *Time series analysis: Forecasting and control* (3rd ed.). Englewood Cliffs: Prentice Hall.
- Brentan, B., Luvizotto, E., Herrera, M., Izquierdo, J., & Pérez-García, R. (2017). Hybrid regression model for near real-time urban water demand forecasting. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 309, 532-541.
- Campisano, A., Cabot, J., Muschalla, D., Pleau, M., & Vanrolleghem, P. (2013). Potential and limitations of modern equipment for real time control of urban wastewater systems. *Urban Water Journal*, 10(5), 300-311.

- De Sanctis, M., Del Moro, G., Levantesi, C., Luprano, M., & Di Iaconi, C. (2016). Integration of an innovative biological treatment with physical or chemical disinfection for wastewater reuse. *Science of the Total Environment*, 543, 206-213.
- Faruk, D. (2010). A hybrid neural network and Arima model for water quality time series prediction. *Applications of Artificial Intelligence*, 23, 586-594.
- Galarza-Molina, S., Torres, A., Moura, P., & Lara-Borrero, J. (2013). CRIDE: Multi-criteria analysis tool for decision making support for rainwater harvesting in the university campus of Pontificia Universidad Javeriana. *Proceedings of 5th IWA International Conference on Benchmarking and Performance Assessment of Water Services*. Medellín, Colombia, 9-12 April.
- García, L., Barreiro-Gomez, J., Escobar, E., Téllez, D., Quijano, N., & Ocampo-Martinez, C. (2015). Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. *Advances in Water Resources*, 85, 120-132.
- García, X., Barceló, D., Comas, J., Corominas, L., Hadjimichael, A., Page, T., & Anuña, V. (2016). Placing ecosystem services at the heart of urban water systems management. *Science of the Total Environment*, 563-564, 1078-1085.
- Gruber, G., Bertrand-Krajewski, J.-L., De Bénédittis, J., Hochedlinger, M., & Lettl, W. (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/Vis sensors for long-term sewer monitoring. *IWA Water Practice & Technology*, 1(1), 1-8.
- Halliday, S., Wade, A., Skeffington, R., Neal, C., Reynolds, B., Rowland, P., Neal, M., & Norris, D. (2012). An analysis of long-term trends, seasonality and short-term dynamics in water quality data from Plynlimon, Wales. *Science of the Total Environment*, 434, 186-200.
- Hornsby, C., Ripa, M., Vassillo, C., & Ulgiati, S. (2016). A roadmap towards integrated assessment and participatory strategies in support of decision-making processes. The case of urban waste management. *Journal of Cleaner Production*, 142(1), 157-172.
- Hyndmann, R., & Khandakar, Y. (2008). Automatic time series forecasting: The forecast package for R. *Journal of Statistical Software*, 27(3), 1-22.
- Juhos, I., Makra, L., & Tóth, B. (2008). Forecasting of traffic origin NO and NO₂ concentrations by Support Vector Machines and neural networks using Principal Component Analysis. *Simulation Modelling Practice and Theory*, 16, 1488-1502.
- Ko, S.-J., & Lee, Y. (1991). Theoretical analysis of winsorizing smoothers and their applications to image processing (pp. 3001-3004). *Proceedings of ICASP-1991 International Conference on Acoustics, Speech, and Signal Processing*, 4, 14-17 April 1991.
- Krawczak, M., & Szkatula, G. (2014). An approach to dimensionality reduction in time series. *Information Sciences*, 260, 15-36.
- Lehemann, A., & Rode, M. (2001). Long-term behavior and cross-correlation water quality analysis of the river Elbe, Germany. *Water Research*, 35(9), 2153-2160.
- Liu, H., Shah, S., & Jiang, W. (2004). Online outlier detection and data cleaning. *Computers and Chemical Engineering*, 28(9), 1635-1647.
- Plazas-Nossa, L., & Torres, A. (2013). Fourier analysis as a forecasting tool for absorbance time series received by UV-Vis probes installed on urban sewer systems. *Proceedings of 8th International Conference on Planning & Technologies for Sustainable Urban Water Management Novatech-2013*, 23-27 June 2013, Lyon-France.
- Plazas-Nossa, L., & Torres, A. (2014). Comparison of Discrete Fourier Transform (DFT) and principals components analysis/DFT as forecasting tools of absorbances time series received by UV-Visible probes installed in urban sewer systems. *IWA Water Science & Technology*, 69(5), 1101-1107.
- Plazas-Nossa, L., Torres A., Gruber, G., & Hofer, T. (2014). PCA/ANN for forecasting of absorbance time series received by UV-Vis probes installed in urban sewer systems. *Proceedings of 13th IAHR/IAW International Conference on Urban Drainage, ICUD-2014*. 7-12 September 2014, Kuching-Malaysia.
- Plazas-Nossa, L., Ávila, M., & Torres, A. (2017a). Detection of outliers and imputing of missing values for water quality UV-Vis absorbance time series. *Revista Ingeniería*, 22(1), 126-139.
- Plazas-Nossa, L., Torres A., Gruber, G., & Hofer, T. (2017b). Forecasting of UV-Vis absorbance time series using artificial neural networks combined with principal component analysis. *IWA Water Science & Technology*, 75(4), 765-774.
- Qin, X., Gao, F., & Chen, G. (2011). Wastewater quality monitoring system using sensor fusion and machine learning techniques. *Water Research*, 46, 1133-1144.
- Shlens, J. (2009). *A tutorial on principal component analysis*. La Jolla, USA: Salk Institute for Biological Studies.
- Shyh-Jier, H., & Kuang-Rong, S. (2003). Short-term load forecasting via ARMA model identification including non-Gaussian process considerations. *IEEE Transactions on Power Systems*, 18(2), 673-679.
- Vanacker, M., Wezel, A., Arthaud, F., Guérin, M., & Robin, J. (2016). Determination of tipping points for aquatic plants and water quality parameters in fish pond systems: A multi-year approach. *Ecological Indicators*, 64, 39-48.
- Widowati, A., Purnomo, S., Koshio, S., & Oktaferdian, V. (2016). Implementation of Arima model to asses seasonal variability macrobenthic assemblages. *Aquatic Procedia*, 7, 277-284.
- Yan, H., Zou, Z., & Wang, H. (2010). Adaptive neuro fuzzy inference system for classification of water quality status. *Journal of Environmental Sciences*, 22(12), 1891-1896.

Zamora, D., & Torres, A. (2014). Method for outlier detection: a tool to assess the consistency between laboratory data and ultraviolet-visible absorbance spectra in wastewater samples. *Water Science and Technology*, 69(11), 2305-2314.

Author's institutional address

M.I. Nathalie Hernández
Ing. Julio Camargo
Ing. Fredy Moreno
Dr. Andrés Torres

Pontificia Universidad Javeriana
Facultad de Ingeniería
Grupo de Investigación Ciencia e Ingeniería del Agua
y el Ambiente
Carrera 7 # 40-62
Tel.: 3208 320, ext. 5553
Bogotá, COLOMBIA
nathalie_hernandez@javeriana.edu.co
julio.camargo@javeriana.edu.co
fmoreno@acueducto.com.co
andres.torres@javeriana.edu.co

Dr. Leonardo Plazas-Nossa

Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Facultad de Ingeniería
Carrera 7 # 40-53
Tel.: 3239 300, ext. 2405
Bogotá, COLOMBIA
lplazasn@udistrital.edu.co
plazas-l@javeriana.edu.co



Vista del río Sordo, Oaxaca, México.

Foto: Madaí Sánchez Galindo.

Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT

• Madaf Sánchez-Galindo* • Demetrio Salvador Fernández-Reynoso •
• Mario Martínez-Menes • Erasmo Rubio-Granados •
• José Donaldo Ríos-Berber •
Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-10

Resumen

Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J. D. (septiembre-octubre, 2017). Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 141-156.

La cuenca del río Sordo, ubicada al poniente del estado de Oaxaca, México, drena 7 751.42 km² y es predominantemente sedimentaria, con fuertes problemas de erosión hídrica (de 50 a 200 t ha⁻¹). El objetivo de este trabajo fue calibrar y validar el modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*), para establecer parámetros útiles en evaluaciones hidrológicas y en la toma de decisiones. Para ello se utilizaron diez años de información climática (de 1975 a 1985), se determinaron las propiedades físicas y químicas de los nueve tipos de suelos, y se definieron las variables fisiotécnicas de 13 tipos de cobertura vegetal presentes en la cuenca. Con base en datos topográficos, edáficos y cobertura vegetal, la cuenca se dividió en 175 subcuencas y 1 729 unidades de respuesta hidrológica. Para la calibración (c) y validación (v) se estimó el coeficiente de determinación (r^2) y el índice de eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE), entre valores observados y simulados para la producción anual de biomasa ($r^2 = 0.96$ c y $NSE = 0.95$ c), mensual para caudales ($r^2 = 0.84$ c, $NSE = 0.83$ c, $r^2 = 0.7$ v, y $NSE = 0.81$ v) y carga de sedimentos ($r^2 = 0.59$ c, $NSE = 0.51$ c, $r^2 = 0.58$ v, y $NSE = 0.45$ v). Se concluye que el modelo SWAT se calibró y validó de manera satisfactoria, y se recomienda su uso para la toma de decisiones sobre la estrategia en la conservación del suelo en la cuenca del río Sordo en Oaxaca.

Palabras clave: producción de agua, producción de sedimentos, biomasa, eficiencia de Nash-Sutcliffe.

Abstract

Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J. D. (September-October, 2017). Hydrological model of the Sordo River watershed, Oaxaca, México, using SWAT. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 141-156.

The Sordo watershed is located in the western portion of the state of Oaxaca, Mexico. It drains an area of 7 751.42 km² and is predominantly a sedimentary basin with significant water erosion problems (50-200 t ha⁻¹yr⁻¹). The main goal of this work was to calibrate and validate the SWAT model (*Soil and Water Assessment Tools*) in order to establish parameters that are useful to hydrological evaluations and decision-making. To this end, 10 years of climate information were used (1975-1985) and physiological variables were defined for 13 vegetation covers. In addition, physical and chemical properties were determined for nine soil types found in the area. Based on elevation data, soil types, and vegetation cover, the basin was divided into 175 sub-basins and 1 729 hydrological response units. For calibration (c) and validation (v) purposes, the coefficient of determination (r^2) and the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) were calculated for observed and simulated annual biomass yield ($r^2 = 0.96$ c and $NSE = 0.95$ c), monthly flow rates ($r^2 = 0.84$ c, $NSE = 0.83$ c, $r^2 = 0.7$ v, and $NSE = 0.81$ v), and monthly sediment loads ($r^2 = 0.59$ c, $NSE = 0.51$ c, $r^2 = 0.58$ v, and $NSE = 0.45$ v). In conclusion, the SWAT model was satisfactorily calibrated and validated, and it is recommended for decision-making related to soil conservation strategies in the Sordo River Basin in Oaxaca.

Keywords: Water production, sediment yield, biomass, Nash-Sutcliffe efficiency.

Recibido: 25/06/2015

Aceptado: 11/04/2017

Introducción

El estado de Oaxaca se caracteriza por ser una de las entidades más ricas en diversidad de recursos

naturales, sin embargo, la región Mixteca presenta una fuerte degradación de sus recursos naturales. La cuenca del río Sordo, tributaria del río Verde, que desemboca al océano Pacífico, cubre

el 54% de la Mixteca oaxaqueña. Los escurrimientos de esta cuenca, con una superficie de 7 751.42 km², se aforan en la estación hidrométrica Ixtayutla (20 021) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). La estación se localiza en el municipio de Santiago Ixtayutla, Oaxaca, en las coordenadas geográficas 16° 32' 55.9" N, 97° 34' 0.07" W (Conagua, 2008). En la cuenca, el régimen pluvial se asocia con la presencia de huracanes en la zona del Pacífico; se caracteriza por lluvias de verano intensas (promedio anual de 46 (± 13.3) mm h⁻¹, para un periodo de retorno de 10 años), con un promedio anual de 1 229 (± 594) mm. La cuenca del río Sordo en 70% de su superficie (5 456.06 km²) está cubierta con material geológico sedimentario; presenta relieve escarpado (pendiente media de 36.3%), producto de la actividad tectónica de la placa de Cocos. La combinación de factores climáticos, geológicos y tectónicos han actuado en forma natural en los procesos erosivos y de sucesión vegetal de la cuenca; sin embargo, la magnitud de éstos se ha agravado por cambios en el uso de suelo (principalmente el sobrepastoreo), el aprovechamiento forestal mal regulado y la agricultura tradicional en laderas con escasas prácticas de conservación de suelo. Por tanto, factores naturales y antropogénicos se han combinado para acelerar los procesos de la degradación del suelo y vegetación, así como del potencial productivo de la cuenca (Semarnat-CP, 2003; WWF, 2014a; INEGI, 1980).

Para afrontar el problema de la degradación del suelo es necesario planificar la sustentabilidad de los recursos naturales básicos de la cuenca (agua, suelo y vegetación), y con ello mejorar el comportamiento hidrológico (escurrimientos y erosión) y productivo (granos, forraje y madera). Una alternativa de bajo costo y precisión razonable para estimar el agua aprovechable, la concentración de sedimentos, el impacto erosivo de las acciones de manejo y el potencial productivo de las coberturas vegetales bajo las condiciones actuales, y los probables escenarios de manejo son los modelos de simulación de tipo hidrológico-productivo (Salgado & Güitrón-de-los-Reyes, 2012; FAO, 2013).

La modelación es una herramienta que permite representar de manera simplificada las condiciones reales, las interrelaciones y respuestas naturales de un área de drenaje, a fin de conocer, analizar y cuantificar los procesos físicos que ocurren en ella y, sobre todo, dirigido al pronóstico de escenarios bajo un conjunto de condiciones de manejo propuestas (Hammerly, 2006; Salgado & Güitrón-de-los-Reyes, 2012). De acuerdo con Eterovic (2008), en la actualidad existe una gran cantidad de modelos para tomar decisiones sobre el manejo de una cuenca, entre los cuales sobresalen el HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System*), Kineros (*Kinematic Runoff and Erosion Model*) y SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*).

El modelo SWAT, seleccionado en este trabajo, desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola (ARS, por sus siglas en inglés) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América (USDA), es empleado para simular la producción de agua y sedimentos, así como el efecto de los plaguicidas y fertilizantes en la calidad del agua (Arnold *et al.*, 2012a), y ha sido empleado con éxito en simulaciones de largo plazo, de caudales, erosión, y transporte de sedimentos y nutrientes en cuencas de diferente extensión y condiciones edáficas, de cobertura vegetal, climáticas y geológicas (Borah & Bera, 2004).

Para la modelación, SWAT divide la cuenca en subcuencas y éstas, a su vez, en unidades de respuesta hidrológica (URH), definidas como áreas homogéneas de acuerdo con el tipo de suelo, cobertura vegetal y pendiente del terreno, establecidas por el usuario (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2011).

La subdivisión de la cuenca permite al modelo reflejar las diferencias en la evapotranspiración para varias cosechas y suelos. Las escorrentías son predichas de forma separada para cada URH y dirigidas para obtener las escorrentías totales para la cuenca. Esto aumenta la certeza y da una mejor descripción física del equilibrio del agua (Neitsch *et al.*, 2011). Sin embargo, el nivel de detalle para la definición de las URH no es claro y puede conducir a una pérdida considerable de información sobre el paisaje,

pues existe un efecto significativo del tamaño de las URH en simulaciones de sedimentos y carga de nutrientes, como lo mencionan Her, Fankenberg, Chaubey y Srinivasan (2015).

La simulación hidrológica con el modelo SWAT puede dividirse en dos partes: la fase terrestre del ciclo hidrológico, que controla la cantidad de agua, sedimentos y pesticidas transportados hacia el canal principal por cada subcuenca; y la fase de circulación del agua, que comprueba el movimiento del agua y sedimentos a través del canal principal hasta el sitio de descarga de la cuenca. El balance del ciclo hidrológico de ambas fases se expresa con la ecuación (1):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm) en el tiempo t ; SW_0 el contenido inicial de agua del suelo en el día i (mm); t , el tiempo (días); R_{day} la cantidad de precipitación en un día i (mm); Q_{surf} la cantidad de escorrentía de la superficie en un día i (mm); E_a la cantidad de evapotranspiración en el día i (mm); W_{seep} la cantidad de agua que percola en el perfil del suelo en un día i (mm), y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm) (Neitsch et al., 2011).

La producción de erosión y sedimento en SWAT se estima con la Ecuación Modificada de Pérdida Universal de Suelo (MUSLE) para cada URH (ecuación (2)):

$$sed = 11.8 (Q_{sup} q_{pico} A_{hrv})^{0.56} K_{USLE} C_{USLE} P_{USLE} LS_{USLE} CFRG \quad (2)$$

Donde sed es la producción de sedimentos en un día dado (T); Q_{sup} el escurrimiento superficial ($\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$); q_{pico} la escorrentía máxima ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); A_{hrv} el área de cada URH (ha); K_{USLE} el factor de erodabilidad del suelo ($0.013 \text{ Tm}^2 \text{h m}^{-3} \text{T}^{-1} \text{cm}^{-1}$); C_{USLE} el factor de cobertura y manejo de USLE; P_{USLE} el factor de prácticas de conservación de USLE; LS_{USLE} el factor topográfico, y $CFRG$ es el factor de porcentaje de pedregosidad (Neitsch et al., 2011).

De acuerdo con Röder, Villavicencio y Zarázua (2006), el SWAT en pendientes superiores a 25% subestima la longitud de la pendiente, asignando valores constantes de 0.05 m (Rivera, Pérez, Ibáñez, & Hernández, 2012). Sin embargo, es posible corregir estos valores de manera externa mediante otras herramientas computacionales, como el QGIS.

La calibración y validación de los resultados de un modelo son procedimientos necesarios y fundamentales para cualquier aplicación del mismo. En la calibración se ajustan de manera iterativa los parámetros del modelo, según su sensibilidad, y se comparan valores simulados y observados durante un periodo de observación. La calibración manual depende de la evaluación subjetiva del usuario y puede llegar a ser un proceso lento (Eckhardt & Arnold, 2001).

En la actualidad existen métodos automatizados que pueden hacer este proceso más rápido, como ocurre con el programa SWAT-CUP (*Calibration and Uncertainty Programs for SWAT*), el cual ha tenido un buen desempeño en la calibración de cuencas, como la del río Pejibaye, en Costa Rica (Zuleta, 2013), y el río Daning, en Tres Gargantas, China (Shen, Chen, & Chen, 2011).

SWAT-CUP es un programa de dominio público que dispone de diferentes aplicaciones para el análisis de sensibilidad, calibración, validación y análisis de incertidumbre, e incluye cinco algoritmos: Ajuste de Incertidumbre Secuencial (SUFI-2), Probabilidad de Incertidumbre Generalizada (GLUE), Solución de Parámetros (ParaSol) y los Métodos de Inferencia Bayesiana (MCMC) (Abbaspour, 2008).

El SUFI-2 permite definir los parámetros y los rangos de las variables que el modelador considera necesarias evaluar su sensibilidad a través de los coeficientes t -Stat y P -Valor, los cuales están íntimamente relacionados. El primero calcula la diferencia en unidades de error estándar, y el segundo determina la significancia de un parámetro a partir del análisis de probabilidad de que la variable escogida tiene algún efecto en el criterio de desempeño (Abbaspour, 2008).

En la validación se busca conocer la capacidad del modelo calibrado, para continuar simulando correctamente, sin ajuste de parámetros, durante un periodo adicional (Refsgaard & Knudsen, 1996; Gupta & Sorooshian, 1985).

Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como objetivo calibrar y validar el modelo hidrológico SWAT en la cuenca del río Sordo, en el estado de Oaxaca, para generar parámetros que permitan conocer el comportamiento hidrológico de la cuenca para futuros escenarios de manejo. Con esto, los responsables de los planes de manejo podrán conocer el impacto productivo de las prácticas de manejo y tomar decisiones sobre las estrategias de la conservación del suelo y el uso de la cobertura vegetal en la cuenca.

Materiales y métodos

Caracterización biofísica

La cuenca del río Sordo se ubica al poniente del estado de Oaxaca, México. Cubre 106 municipios de esta entidad y dos del estado de Guerrero. Se

localiza entre las coordenadas extremas 17° 37' 19.93" y 16° 29' 43.11" de latitud norte, y entre los 98° 05' 54.34" y 96° 53' 17.86" de longitud oeste (figura 1).

La cuenca comprende tres subprovincias fisiográficas: la cordillera costera del sur (46.4%), la Mixteca alta (27.8%) y sierras centrales de Oaxaca (25.8%) (INEGI, 2015). Esta área abarca cuatro regiones culturales: Mixteca (54.4%), Sierra Sur (30.6%), Valles Centrales (11.7%) y Costa (3.3%). Los climas característicos en la cuenca (INEGI, 2000) son el templado húmedo y subhúmedo (48.6%), semiseco templado (1.1%), cálido subhúmedo (16%) y semicálido subhúmedo (34%). Según INEGI (1980), la geología de la cuenca se compone principalmente de rocas sedimentarias tipo calizo (50%), metamórficas (24%), ígneas intrusivas (16.4%) e ígneas extrusivas (9.2%). La cuenca se sitúa sobre dos acuíferos: Nochixtlán (2016), con 1 321.84 km², que presenta una recarga media anual de 68.5 hm³ año⁻¹ (Conagua, 2015a), y Jamiltepec (2004), con 6 269.18 km², y una recarga media anual de 61.3 hm³ año⁻¹ (Conagua, 2015b).

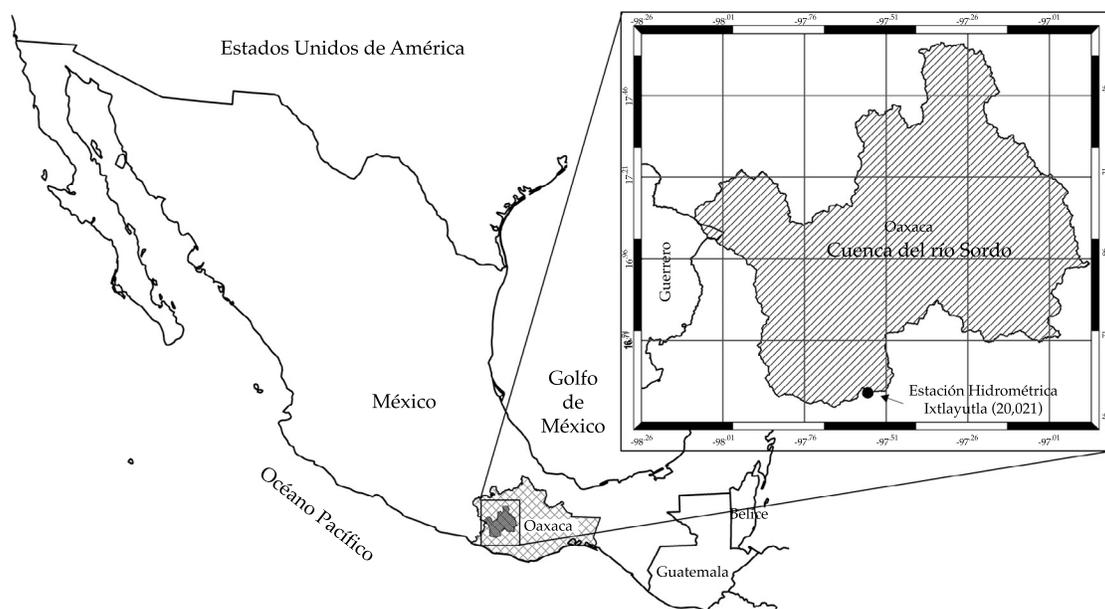


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

Caracterización morfométrica

De acuerdo con la clasificación de Campos (1998), la cuenca se cataloga como muy grande (7 751.42 km²). La relación de bifurcación de la cuenca (4.7), densidad de drenaje (> 3.5 km km⁻²), pendiente media del cauce principal (1.12%) y pendiente media del terreno (38.79%) indican un área bien drenada, producto de suelos impermeables, donde los procesos de escurrimiento superficial dominan sobre los de infiltración, y los de erosión sobre los de agregación. Sin embargo, por su factor de forma (0.22), relación de elongación (0.53), coeficiente de circularidad (0.14) y coeficiente de compacidad (2.62), la cuenca presenta una forma rectangular oblonga, con escaso potencial de torrencialidad, es decir, poco propensa a presentar crecidas súbitas.

Metodología

La metodología seguida para realizar el trabajo se muestra en la figura 2.

Para calibrar y validar el modelo SWAT se recopiló la siguiente información:

- **Topográfica.** Se utilizó el modelo digital de elevaciones (MDE), con resolución de 15 m obtenido del INEGI (2012); el MDE se corrigió para rellenar vacíos en la superficie del ráster y eliminar imperfecciones en la información de las celdas, con la función *Fill* de ArcGIS 10.
- **Uso de suelo y vegetación.** Se utilizó la capa vectorial con resolución de 5 m (1:50 000), generada por la WWF (2014b) en 2010. Las variables fisiotécnicas iniciales

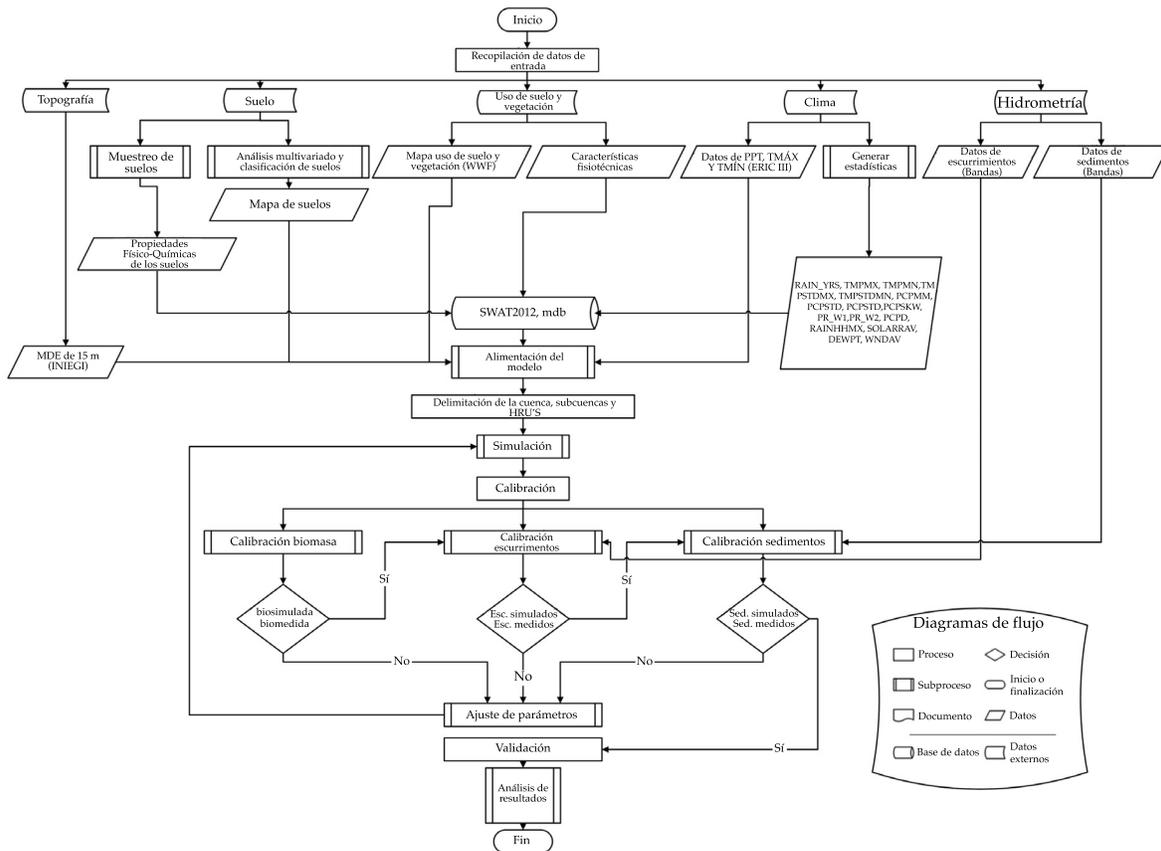


Figura 2. Diagrama de flujo de la metodología para calibrar y validar el modelo SWAT en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

para la calibración, para las coberturas vegetales presentes en la cuenca, así como la información de manejo de cultivo (maíz de ladera), se obtuvieron de Salas (2013).

- **Suelos.** Los tipos de suelos se generaron a través del análisis de componentes principales (ACP), en el que se emplearon 11 variables ambientales que intervienen en su formación: índice topográfico de humedad, índice de posición topográfica, pendiente del terreno, curvatura vertical, curvatura horizontal, aspecto topográfico, densidad de drenaje, distancia a crestas, temperatura media anual, precipitación media anual y longitud de la pendiente; este análisis se efectuó mediante la función *Principal Components* de *ArcGis 10*. Posterior al análisis se hizo una clasificación supervisada por el método de máxima verosimilitud con la herramienta *Maximum Likelihood Classification*, tomando como áreas de entrenamiento polígonos representativos de las unidades de suelo de INEGI (2006); para este estudio se identificaron nueve grupos de suelos (60% de precisión): acrisoles, cambisoles, fluvisoles, luvisoles, phaeozems, regosoles, rendzinas y vertisoles. Del trabajo de Salas (2013) se retomaron los valores de las variables físicas y químicas, por estrato, para estos grupos de suelos.
- **Clima.** Para el periodo de calibración y validación (1975 a 1985) se obtuvieron del SMN (2010) los datos diarios de precipitación, y temperaturas máximas y mínimas para 24 estaciones meteorológicas, dentro y aledañas a la cuenca, con alto porcentaje de registro de datos diarios. Los datos faltantes de cada estación se estimaron a partir de las estaciones vecinas, usando el método del US National Weather Service o inverso del cuadrado de la distancia (Campos, 1998). Para la serie histórica, se calcularon los parámetros estadísticos medios mensuales necesarios para generar la distribución diaria de los datos climáticos representativos para las subcuencas que necesita el SWAT para alimentar el

generador climático (*WGEN*) (Arnold et al., 2012b). Debido a la falta de información que existe en los cuatro observatorios ubicados en Oaxaca (Huajuapán de León, Puerto Ángel, Salina Cruz y Oaxaca) de velocidad del viento y radiación solar, se obtuvieron los datos medios mensuales de velocidad de viento de CFSR (2015) en una malla de 33 x 33 km, a partir de la cual se generó un ráster mediante interpolación en *ARCGIS*. Los datos de radiación solar mensual se estimaron a partir de los datos de precipitación y temperaturas diarias obtenidas del SMN (2010) mediante la metodología propuesta por Allen, Pereira, Raes & Smith (2006).

- **Hidrométrica.** Del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Conagua, 2008) se obtuvieron los caudales medios y los sedimentos en suspensión observados en la estación Ixtayutla, por mes. Para la calibración se usaron registros del periodo 1975-1981 y para la validación se emplearon los de 1982-1985.

La delimitación de la cuenca del río Sordo se realizó en el SWAT, con base en el MDE (INEGI, 2012), y la estación hidrométrica Ixtayutla como punto de salida. La cuenca se subdividió en 175 subcuencas, con un tamaño mínimo de 2 500 ha cada una. En la definición de las Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), la cuenca se subdividió en 1 729 URH, asignando 10 ha al valor del umbral en la combinación de las capas temáticas de vegetación/uso de suelo, tipo de suelo y pendiente del terreno; esta última capa definida en dos rangos alrededor de 5%.

El modelo calcula un gran número de procesos y en algunos de ellos permite seleccionar más de un método de cálculo. El potencial de evapotranspiración se estimó por el método de Penman-Monteith, por ser clasificado como el mejor método para estimar la evapotranspiración de acuerdo con Allen, Pereira, Raes y Smith (2006). Sin embargo, SWAT permite elegir entre otros dos métodos: Hargreaves-Samani y Priestley-Taylor (1972).

Para la simulación del tránsito de sedimentos, el modelo incorpora cuatro métodos alternativos (Bagnold modificado, Kodoatie, Molinas y Wu, y Yang) a la ecuación de Bagnold, los cuales no han sido comparados ampliamente en otros estudios, por lo que se eligió el método de Bagnold (1980).

La simulación del escurrimiento superficial en *SWAT* se puede generar a partir del método de la curva numérica del Soil Conservation Service (SCS, 1973), o el método de infiltración de Green y Ampt (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2002). Para el presente trabajo se optó por el método de la Curva Numérica (NC) debido a que el método de Green Ampt requiere de datos subdiarios de precipitación y no toma en cuenta el almacenamiento del dosel en los cálculos de escurrimiento superficial (King, Arnold & Bingner, 1999).

La calibración del modelo consistió en lograr un ajuste satisfactorio entre los datos simulados y los datos observados durante el periodo de 1975 a 1981, mediante el manejo de los parámetros más críticos, reportados en trabajos similares en el estado de Oaxaca (Salas, Ibáñez, Arteaga, Martínez, & Fernández, 2014; Ramírez, Martínez, González, Romero, & Luna, 2014), y aplicando variaciones inferiores a 10% en los parámetros y valores dentro de los rangos recomendados por el manual del *SWAT* (Neitsch et al., 2002). El proceso de la calibración se efectuó en tres partes: se inició con el módulo de producción de biomasa a nivel anual, seguido de la producción de agua (anual y mensual) y después con la producción de sedimentos (anual y mensual).

La calibración para la producción de biomasa se realizó para los tipos de cobertura vegetal reportadas en la cuenca e involucró los valores de conversión de energía en biomasa (BIO_E), índice de cosecha (HVSTI), índice de área foliar (BLAI) y unidades de calor (PHU_PLT). Para la calibración de escurrimientos se ajustaron los valores de curva numérica (CN2), la capacidad de agua disponible del suelo (SOL_AWC), el factor de compensación de la evaporación del suelo (ESCO), el coeficiente de rugosidad de

Manning (OV_N), el coeficiente de agua subterránea (GW_REVAP), la profundidad del agua en el acuífero somero (GWQMN) y la constante de recesión del flujo base (ALPHA_BF); la curva numérica se calibró con ayuda del programa *SWAT-CUP* (Neprash Technology, 2012), a través del modelo semiautomático *SUFI-2*, que permite realizar la rutina de optimización en numerosas simulaciones una vez que los parámetros son definidos por el usuario, y requiere un menor número de simulaciones para lograr el mismo nivel de rendimiento (Yang, Reichert, Abbaspour, Xia, & Yang, 2008). El proceso de calibración para ajustar los valores del parámetro de la curva numérica incluyó los siguientes pasos: (1) se definió la función objetivo, (2) se definió el rango inicial del parámetro, (3) se realizó el análisis de sensibilidad y (4) se estableció $N = 300, 500$ y $1\ 000$ como el número de simulaciones realizando tres iteraciones (Abbaspour, 2008).

La constante de recesión del flujo base se estimó con el programa *BaseFlow*, desarrollado por Arnold, Allen, Muttiah y Bernhardt (1995) debido a que el modelo *SWAT* no simula de manera adecuada el flujo base en años extremadamente húmedos (Chu & Shirmohammadi, 2004), en presencia de fragipanes (Peterson & Hamlet, 1998) o en años de sequía (Wu & Johnston, 2007).

Para la calibración de sedimentos se ajustaron los parámetros de factor de prácticas (USLE_P), factor de cobertura (USLE_C), longitud de la pendiente para escurrimiento superficial (SLSUBBSN), coeficiente de rugosidad de Manning en el cauce principal (CH_N2), factor de cobertura del canal (CH_COV1) y factor de erodabilidad del canal (CH_EROD). El factor de USLE_P se modificó sólo para las áreas agrícolas, considerando el surcado recto como práctica dominante, donde se asumió un valor de 0.8, según lo recomendado por Martínez (2005). Con base en Arnold et al. (2012b), el factor USLE_C se ajustó para cada tipo de vegetación: agricultura de riego (0.2); pastizal inducido (0.042); bosque de encino (0.0038); encino-pino (0.001); agricultura de temporal (0.2); pino-encino (0.0032); bosque de pino (0.0016); agua (0.0), y chaparral

(0.016). El coeficiente de rugosidad de Manning se ajustó con base en Neitsch, Arnold, Kiniry, y Williams (2011), tomando un coeficiente para un cauce natural de 0.050. La cobertura del canal se ajustó para cada tipo de vegetación, con base en Arnold *et al.* (2012b). El ajuste de SLSUBBSN se realizó para cada URH, reemplazando los valores estimados por SWAT por los calculados a través de la herramienta *Slope Length* del programa QGIS 2.8.

La validación del modelo consistió en cuantificar el nivel de certeza de los escurrimientos y sedimentos simulados para un conjunto de datos diferentes de los utilizados durante la calibración y sin ajuste adicional de parámetros. El periodo para validar escurrimientos fue de 1982 a 1985, y para sedimentos entre 1983 y 1985.

Para evaluar la eficiencia del modelo se utilizó el coeficiente de determinación (r^2) y el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE). El primero describe la variación de los datos observados por el modelo, y oscila de 0 a 1; los valores superiores a 0.5 se consideran aceptables, pues indican una menor varianza del error (Santhi *et al.*, 2001; Van-Liew, Arnold, & Garbrecht, 2003). El NSE es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual, comparada con la varianza de los datos medidos (Nash & Sutcliffe, 1970). El NSE varía de $-\infty$ a 1, donde $NSE = 1$ es el valor óptimo, que indicaría un

ajuste perfecto. Los valores entre 0 y 1 son aceptables, al indicar una mejor predicción por parte del modelo de los valores observados. Moriasi *et al.* (2007) clasifican a NSE como insuficiente (< 0.2), satisfactorio (0.2-0.4), bueno (0.4-0.6), muy bueno (0.6-0.8) y excelente (> 0.8).

Resultados y discusión

Calibración del modelo

Producción de biomasa. En la calibración de la producción anual de biomasa para un periodo de 10 años (1976-1985) se logró un buen ajuste; los valores de biomasa simulados por el modelo se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura (cuadro 1).

Para la producción anual de biomasa se obtuvo un coeficiente de determinación (r^2) de 0.96, una pendiente de la recta de 0.97 (figura 3) y un valor de NSE de 0.95. Estos resultados muestran un buen comportamiento del modelo en la estimación de la biomasa, a pesar de que tiende a subestimarla en 3% en promedio, lo cual es más evidente en las coberturas de bosque mesófilo de montaña, selva baja caducifolia, chaparral y bosque de táscate.

Caudal medio mensual. El lapso utilizado para la calibración mensual del caudal fue de 1975 a 1981 (siete años); el primer año se tomó para el entrenamiento del modelo, en particular para ajustar la humedad del suelo al inicio del

Cuadro 1. Biomasa anual reportada (Salas *et al.*, 2014) y simulada por el SWAT para las coberturas vegetales presentes en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

Clave	Uso de suelo y vegetación	Biomasa reportada (t MS ha ⁻¹ año ⁻¹)			Biomasa simulada (t MS ha ⁻¹ año ⁻¹)
		Mínimo	Promedio	Máximo	
BENC	Bosque de encino	10	11	12	11.9
ENPI	Bosque de encino-pino	11	12	13	11.6
FRSD	Selva baja caducifolia	5	7	9	5.7
FRSE	Bosque mesófilo de montaña	14	16	18	13.9
MATO	Chaparral	5	6	7	4.5
PASI	Pastizal inducido	3	4	5	3.7
PIEN	Bosque de pino-encino	12	13	14	13.3
PINO	Bosque de pino	13	14	15	14.4
RNGB	Bosque de táscate	8	9	10	7.9
TEMP	Agricultura de temporal	3	4.5	6	5.0

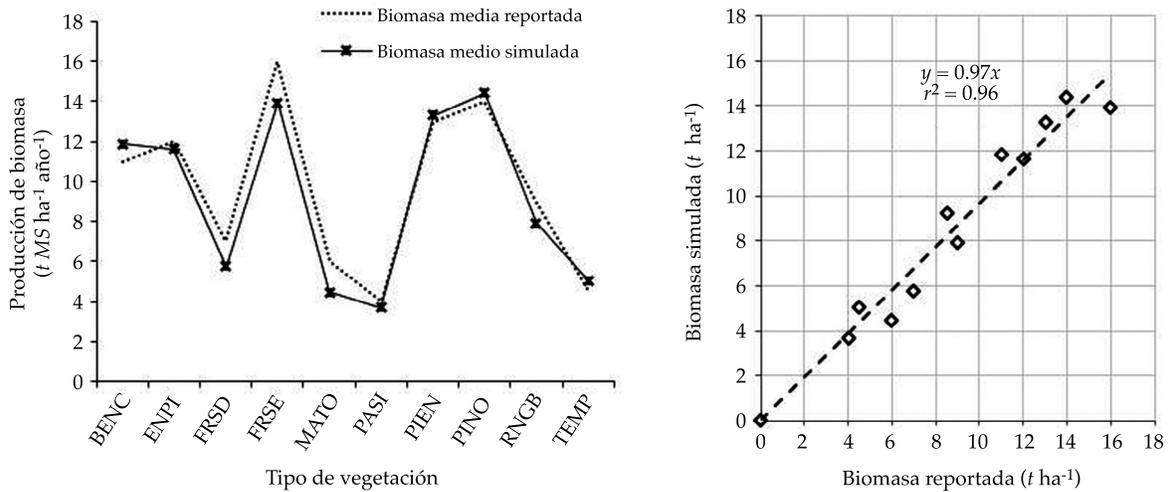


Figura 3. Comparación entre producción de biomasa anual simulada con SWAT y la reportada por Salas *et al.* (2014), cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

periodo de calibración. La figura 4 muestra la dinámica y magnitud de la comparación entre los escurrimientos medidos y simulados por mes.

Se encontró que el modelo subestima los caudales durante el periodo de lluvias —entre los meses de julio a octubre—, aun cuando para esta etapa de la calibración los estimadores de

la eficiencia del modelo arrojan valores de 0.84 y 0.83, para r^2 y NSE , respectivamente, que de acuerdo con Moriasi *et al.* (2007) son adecuados y similares a los obtenidos en la cuenca vecina del río Mixteco (Salas *et al.*, 2014); la pendiente de la recta (1.08) indica una sobreestimación global de 8% sobre los datos medidos (figura 5). Desafortunadamente, esto se puede atribuir,

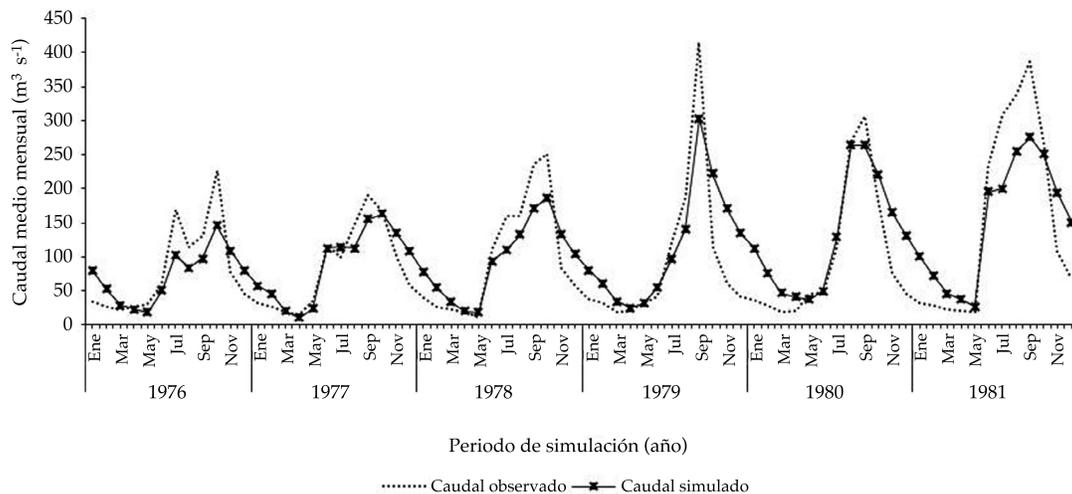


Figura 4. Caudal medio mensual simulado por SWAT y observado de la cuenca del río Sordo, en Oaxaca, México.

aun con el uso de datos climáticos medidos, a algún error debido a la inexactitud en la toma de los datos hidrometeorológicos (error humano o de calibración de dispositivos de toma de datos).

Producción mensual de sedimentos. Para calibrar la producción mensual de sedimentos en el periodo de 1977 a 1981 se consideró el año de 1976 como de entrenamiento. Para este periodo se observa que el SWAT sobreestimó la producción de sedimentos durante la época de lluvias, en los meses de mayo a julio (figura 6).

La producción mensual de sedimentos, simulada por el modelo mostró buen ajuste, con valores de 0.59 y 0.51 para r^2 y NSE , respectivamente, pero tendió a subestimar la producción de sedimentos en 7% (pendiente de la recta de 0.93) (figura 7). Un r^2 más bajo en sedimentos respecto a caudales simulados concuerda con lo observado por Salas *et al.* (2014), y Torres, Fernández, Oropeza y Mejía (2004).

Validación del modelo

Caudal medio mensual. Para el periodo de 1982 a 1985, el modelo tiene buen comportamiento en la simulación de los caudales (figura 8); sin embargo, subestima los caudales en los meses de julio y septiembre de 1984, lo cual se atribuye a la presencia del huracán *Odilia*, en septiembre de ese año (SMN, 2012). Al comparar los caudales observados y simulados (figura 9), a través de un análisis de regresión lineal, se obtuvo una pendiente de 0.86 para la recta; es decir, el modelo subestimó en 14% los caudales simulados durante la validación. Al comparar la calibración con la validación, el valor de r^2 se redujo a 0.70 y el de NSE a 0.81, sin embargo, el modelo continuó simulando de manera satisfactoria los caudales medios mensuales, obteniendo un mejor ajuste que Feler *et al.* (2014) en la cuenca del río Quequen Grande en Argentina.

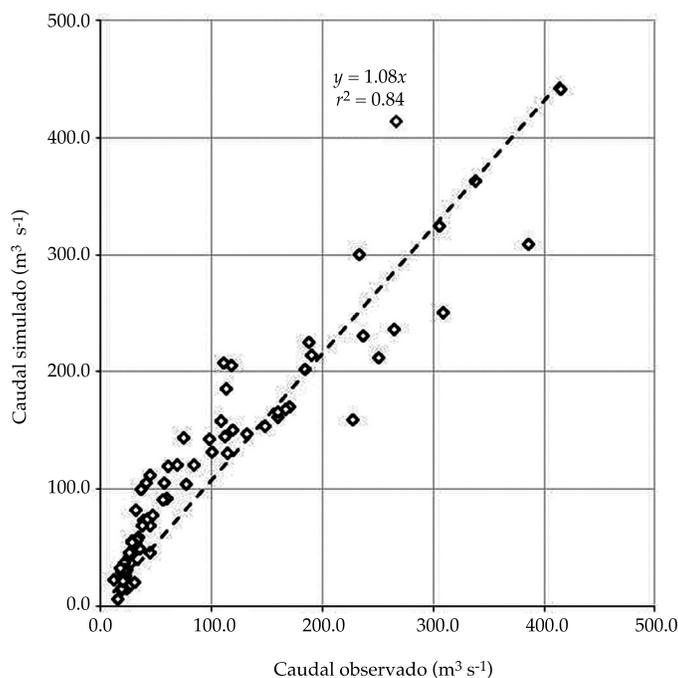


Figura 5. Comparación entre caudales medios mensuales observados y simulados por el modelo SWAT en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

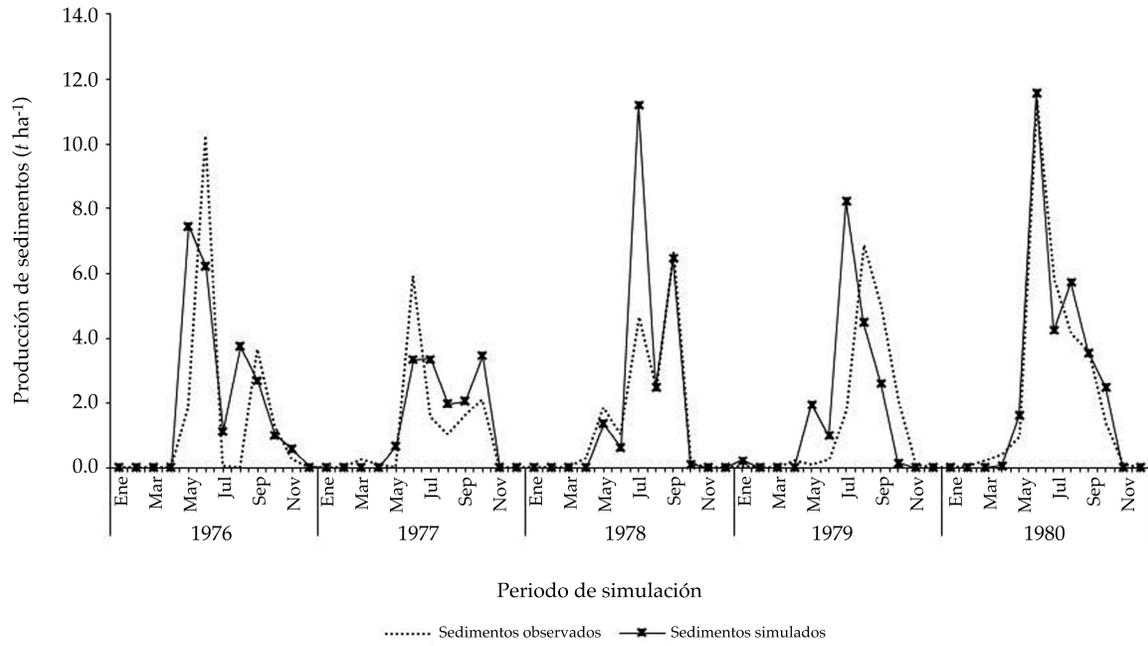


Figura 6. Producción de sedimentos simulados y observados por mes en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

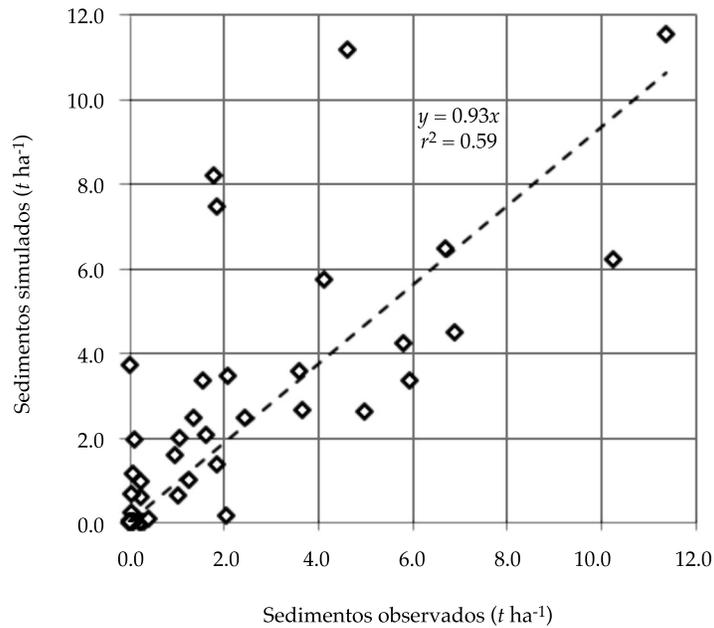


Figura 7. Comparación entre sedimentos observados y simulados por el modelo SWAT por mes en la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México.

Producción mensual de sedimentos. En la figura 10 se observa que el modelo sobreestimó los materiales en suspensión durante el periodo de lluvias en la mayoría de los años.

La figura 11 muestra la relación existente por mes entre los datos observados y simulados.

La pendiente de la línea de regresión indica que el modelo sobreestimó en 5% con respecto a los datos observados. Al comparar con el periodo de calibración durante la validación, el coeficiente de determinación bajó ligeramente a 0.58, y el NSE a 0.45, lo cual indica una menor

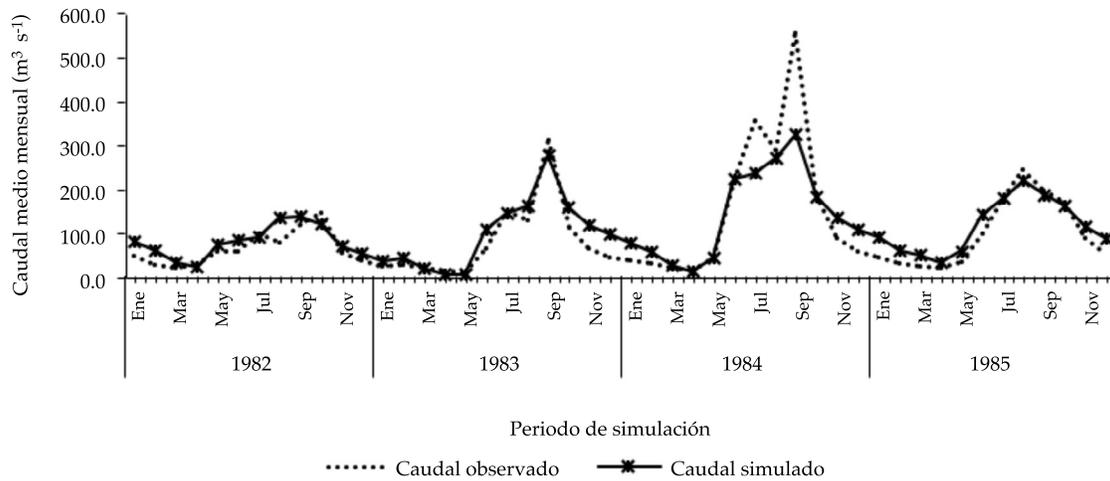


Figura 8. Caudal medio mensual simulado y observado durante la etapa de validación de la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

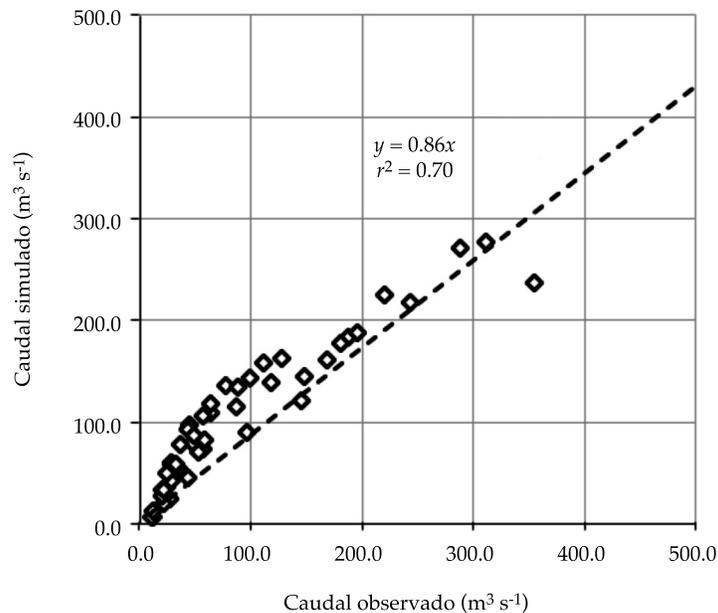


Figura 9. Comparación entre caudales observados y simulados por el modelo SWAT por mes durante el periodo de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

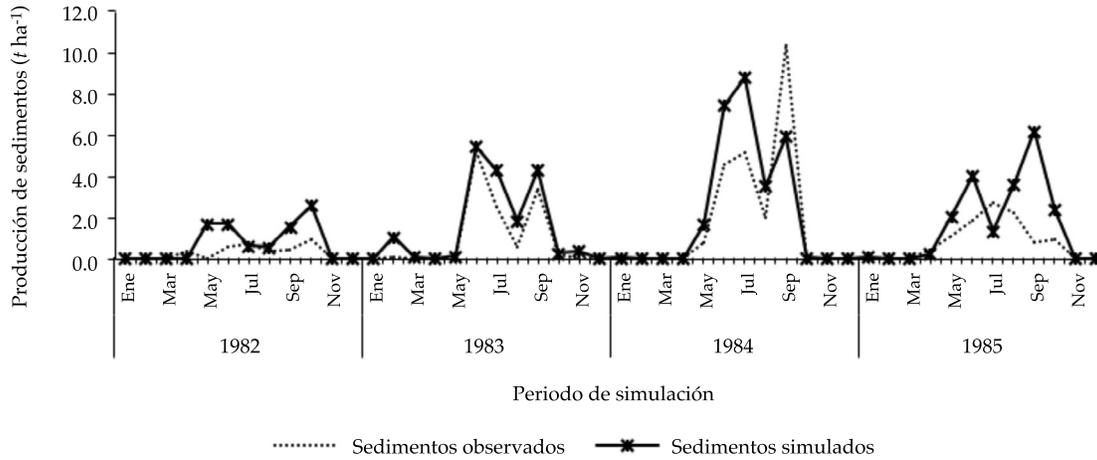


Figura 10. Producción de sedimentos simulados y observados por mes durante la etapa de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

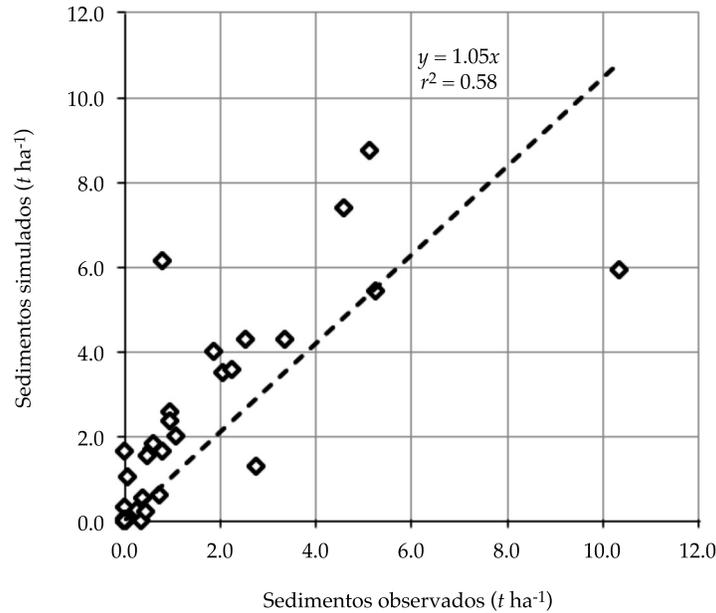


Figura 11. Comparación entre los sedimentos observados y simulados por el modelo SWAT por mes durante el periodo de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

capacidad predictiva del modelo SWAT durante el tiempo de validación. Esta menor correlación entre los sedimentos observados y simulados posiblemente esté asociada con cambios en la cobertura vegetal, producto de la intensa

sequía que afectó al territorio nacional durante el ENSO (El Niño Oscilación del Sur) de 1982 (Magaña & Ambrizzi, 2005), y a los posibles desprendimientos y deslizamientos de masa que pudo haber ocasionado el sismo que se registró

en septiembre de 1985 en los estados de Oaxaca y Guerrero (Bitrán, 2001). Cabe destacar que el modelo no toma en cuenta en las simulaciones la ocurrencia de eventos naturales extremos, como tormentas, deslizamientos o movimientos en masa, que contribuyen de manera importante en la producción de sedimentos (Arnold & Fohrer, 2005).

Conclusiones

El modelo SWAT se calibró y validó de manera satisfactoria en la cuenca del río Sordo en Oaxaca.

El modelo de crecimiento vegetativo se calibró de forma eficaz, permitiendo una buena estimación de la producción de biomasa en las coberturas vegetales de la cuenca.

El modelo estimó de forma aceptable los caudales mensuales, como lo muestran los coeficientes de determinación y el índice de eficiencia de Nash y Sutcliffe durante la calibración y validación del modelo.

El modelo SWAT permite estimar de forma suficiente la producción de sedimentos en la cuenca del río Sordo, aunque en menor grado que con la simulación de caudales.

La aplicación del modelo SWAT permitirá predecir el efecto de los escenarios de manejo de los recursos en el comportamiento de la producción de agua y sedimentos en la cuenca del río Sordo; con esto, los responsables de los planes de manejo podrán identificar zonas prioritarias para la conservación del suelo y el manejo de la cobertura vegetal de la cuenca.

Agradecimientos

El presente trabajo de investigación se realizó con el financiamiento de la WWF (World Wildlife Fund), a través del Proyecto Mixteca, convenio OP19.

Referencias

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma: Estudio FAO, Riego y Drenaje 56.

- Abbaspour, C. K. (2008). *SWAT calibrating and uncertainty programs. A user manual*. Zurich: Eawag.
- Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R., & Bernhardt, G. (1995). Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Groundwater*, 33(6), 1010-1018.
- Arnold, J. G., & Fohrer, N. (2005). SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological processes*, 19(3), 563-572.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, J. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van-Griensven, A., Van-Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. J. (2012a.) SWAT: Model use, calibration and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491-1508.
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2012b). *Soil and water assessment tool: Input-output documentations version 2012* (654 pp.). Temple, USA: Texas Water Resources Institute.
- Bagnold, R. A. (1980). An empirical correlation of bedload transport rates in flumes and natural rivers. *Proceedings of Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 372(1751), 453-473.
- Bitrán, B. D. (2001). *Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el periodo 1980-99* (110 pp.). Serie Impacto Socioeconómico de los Desastres en México. México, DF: Cenapred.
- Borah, D. K., & Bera, M. (2004). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *American Society of Agricultural Engineers*, 47(3), 789-803.
- Campos, A. D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico* (pp. 2-5 y 4-13). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Conagua (2008). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales*. Consultado abril de 2015. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>.
- Conagua (2015a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Nochixtlán (2016), estado de Oaxaca* (25 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (2015b). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Jamiltepec (2004), estado de Oaxaca* (29 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- CFSR (2015). *Climate forecast system reanalysis. The National Centers for Environmental Prediction (NCEP). Global Weather Data for SWAT*. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://globalweather.tamu.edu/>.
- Chu, T. W., & Shirmohammadi, A. (2004). Evaluation of the SWAT model's hydrology component in the Piedmont physiographic region of Maryland. *Transactions of the ASAE*, 47(5), 1057-1073.
- Eckhardt, K., & Arnold, J. G. (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251, 103-109.

- Eterovic, R. J. M. (2008). *Aplicación de modelos hidrológicos con fines de prevención de desastres naturales en cuencas de Venezuela*. Tesis de maestría. Mérida, Venezuela: Universidad de los Andes.
- FAO (2013). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Depósito de documentos de la FAO. Departamento de Desarrollo Sostenible. Food and Agricultural Organization. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/w2598s/w2598s04.htm>.
- Feler, M. V., Vazquez, A. G., Van-Meer, H., Gaspan, J. F., Mercuri, P. A., Prieto, D., & Flamenco, E. (2014). *Validación del modelo SWAT en la cuenca del río Quequén Grande y evaluación de potenciales cambios a nivel de cuenca*. Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Santa Fe, Argentina.
- Gupta, V. K., & Sorooshian, S. (1985). The relationship between data and the precision of parameter estimates of hydrological models. *Journal of Hydrology*, 81, 57-77.
- Hammerly, R. C. (2006). *Modelación hidrológica con SIG: contribuciones en su difusión y aplicación* (40 pp.). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral Santa Fe, Editorial UNL.
- Her, Y., Fankenberger, J., Chaubey, I., & Srinivasan, R. (2015). Threshold effects in HRU definition of the soil and water assessment tool. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 58(2), 367-378.
- INEGI (1980). *Carta geológica serie II, escala 1:250 000 (continuo nacional)*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/geologia/infoescala.aspx#>.
- INEGI (2000). *Datos vectoriales de unidades climáticas escala 1:1 000 000*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/clima/infoescala.aspx>.
- INEGI (2006). *Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250 000 serie II (continuo nacional)*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/edafologia/vectorial_serieii.aspx.
- INEGI (2012). *Continental - Continuo de elevaciones mexicano, CEM. Modelo digital de elevaciones escala 1:50 000. Versión 3.0*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>.
- INEGI (2015). *Datos vectoriales de subprovincias fisiográficas escala 1:1 000 000*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática., México. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/fisiografia/infoescala.aspx#>.
- King, K. W., Arnold, J. G., & Bingner, R. L. (1999). Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT. *American Society of Agricultural Engineers*, 42(4), 919-925.
- Magaña, R. V., & Ambrizzi, T. (2005). Dynamics of subtropical vertical motions over the Americas during El Niño boreal winters. *Atmósfera*, 18, 211-234.
- Martínez, M. M. R. (2005). *Estimación de la erosión del suelo* (8 pp.). Montecillo, México: Sagarpa, Colegio de Postgraduados.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van-Liew, M. W., Binger, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *ASABE*, 50(3), 885-900.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2002). *Soil and water assessment tool swat user's manual version 2000* (472 pp.). Temple, USA: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool. Theoretical Documentation version 2009* (618 pp.). Texas: Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406. Temple, USA: Texas A & M University System. College station.
- Neprash Technology (2012). *SWAT CUP Versión 5.1.6.2*. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.neprashtech.com/Downloads.aspx>.
- Peterson, J. R., & Hamlet, J. M. (1998). Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(3), 531-544.
- Priestley, C. H. B. & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100, 81-92.
- Ramírez, C. H., Martínez, M. M. R., González, G. M. J., Romero, M. A., & Luna, C. M. (2014). *Aplicación del modelo SWAT para el análisis del flujo base en una cuenca mexicana del pacífico sur* (224 pp.). Tesis de maestría. Montecillos, México: Colegio de Postgraduados.
- Refsgaard, J., & Knudsen, J. (1996). Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resources Research*, 32(7), 2189-2202.
- Rivera, T. F., Pérez, N. S., Ibáñez, C. A., & Hernández, S. R. (2012). Aplicabilidad del modelo SWAT para la estimación de la erosión hídrica en las cuencas de México. *Agrociencias*, 46(2), 101-105.
- Röder, J. G., Villavicencio, R., & Zarazúa, P. (2006). *Aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo "USLE" en SIG para estimar el riesgo potencial de erosión en el área protegida "Sierra de Guila"*. Artículo 7. XVII Sistema de la Investigación Científica, Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Zapopan, Jalisco.

- Salas, M. R., Ibáñez, C. L. A., Arteaga, R. R., Martínez, M. R. M., & Fernández, R. D. S. (2014). Modelado hidrológico de la cuenca del Río Mixteco en el Estado de Oaxaca, México. *México. Agrociencia*, 48(1), 1-15.
- Salas, M. R. (2013). *Modelado hidrológico de la cuenca del río Mixteco en el estado de Oaxaca, México* (134 pp.). Tesis de maestría. Texcoco, Estado de México: Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo.
- Salgado, R. J. H., & Güitrón-de-los-Reyes, D. A. (2012). *Aplicabilidad de los modelos hidrológicos distribuidos* (5 pp.). XXII Congreso Nacional de Hidráulica, Acapulco, Guerrero, México.
- Santhi, C., Arnold, J. G., William, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R., & Hauck, L. M. (2001). Validation of the SWAT model on a large river basin with points and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 1169-1188.
- Semarnat-CP (2003). *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la república mexicana escala 1:250 000. Memoria Nacional 2001-2002*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SCS (1973). *A method for estimating Volume and Rate of Runoff in small watersheds*. SCS-TP-149. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service.
- Shen, Z. Y., Chen, L., & Chen T. (2011). Analysis of parameter uncertainty in hydrological modeling using GLUE method: A case study of SWAT model applied to Three Gorges Reservoir Region, China. *Hydrology and Earth System Science Discussions*, 8(4), 8203-8229.
- SMN (2010). *Base de datos climática nacional. Sistema de Información Climática Computadorizada (CLICOM)*. México, DF: Servicio Meteorológico Nacional. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>.
- SMN (2012). *Base de datos de ciclones tropicales que impactaron a México de 1970 a 2011*. México, DF: Subgerencia de Pronóstico Meteorológico, Servicio Meteorológico Nacional.
- Torres, B. E., Fernández, R. D. S., Oropeza, M. J. L., & Mejía, S. E. (2004). Calibración del modelo hidrológico SWAT en la cuenca el Tejocote, Atlacomulco, Estado de México, México. *Terra Latinoamericana*, 22(4), 437-444.
- Van-Liew, M. W., Arnold, J. G., & Garbrecht, J. D. (2003). Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Transactions of the ASAE*, 46, 1539-1551.
- Wu, K., & Johnston, C. A. (2007). Hydrologic response to climate variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. *Journal of Hydrology*, 337(1), 187-199.
- WWF (2014a). *Problemática de la Mixteca*. Oficina de la World Wildlife Fund en Oaxaca. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.proyectomixteca.org.mx/la-mixteca-actualidad-y-problematika/>.
- WWF (2014b). *Tasa de transformación de la vegetación en el área de intervención del proyecto Mixteca*. Oficina de la World Wildlife Fund en Oaxaca. Consultado en abril de 2015. Recuperado de http://148.245.245.244:1023/mixteca/map_default.phtml.
- Yang, J., Reichert, P., Abbaspour, K. C., Xia, J., & Yang, H. (2008). Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, 358(1), 1-23.
- Zuleta, S. C. A. (2013). *Análisis del comportamiento del recurso hídrico ante cambios en el uso del suelo y el cambio climático en la cuenca del río Pejibaye, Costa Rica* (67 pp.). Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Dirección institucional de los autores

M.C. Madaí Sánchez Galindo
 Dr. Demetrio Salvador Fernández Reynoso
 Dr. Mario Martínez Menes
 M.C. Erasmo Rubio Granados
 M.C. José Donaldo Ríos Berber

Colegio de Postgraduados
 Postgrado de Hidrociencias
 Carretera México-Texcoco km 36.5
 56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México
sanchez.madaí@colpos.mx
demetrio@colpos.mx
mmario@colpos.mx
erubio@colpos.mx
rios9193@colpos.mx

Validación espacial de datos climatológicos y pruebas de homogeneidad: caso Veracruz, México

• Rafael Alberto Guajardo-Panes •

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

• Guadalupe Rebeca Granados-Ramírez •

Universidad Nacional Autónoma de México

• Ignacio Sánchez-Cohen* • Gabriel Díaz-Padilla •

• Finlandia Barbosa-Moreno •

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-11

Resumen

Guajardo-Panes, R. A., Granados-Ramírez, G. R., Sánchez-Cohen, I., Díaz-Padilla, G., & Barbosa-Moreno, F. (septiembre-octubre, 2017). Validación espacial de datos climatológicos y pruebas de homogeneidad: caso Veracruz, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 157-177.

La fiabilidad de la información climática es sustancial en cualquier tipo de investigación, por ello es importante implementar herramientas y metodologías que permitan identificar datos que contengan errores, ya sea por la toma de datos, fallas en los sensores de los instrumentos, por la transcripción de la información y/o por la reubicación de las estaciones. En el presente trabajo se describe una propuesta metodológica para validar e identificar registros anómalos de precipitación, y temperatura mínima y máxima diaria. La propuesta detalla el desarrollo de una metodología que permitió seleccionar estaciones con información mínima necesaria, verificar su congruencia lógica, el proceso de un esquema de validación espacial y la aplicación de pruebas de homogeneidad normal estándar (SNHT), Pettitt y Buishand, para validar datos climatológicos, y comprobar la homogeneidad de datos de precipitación y temperaturas registrados en estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicadas en el estado de Veracruz y áreas aledañas. Se observó que 72% de las estaciones con información de precipitación cumple el criterio de homogeneidad; en contraste, para la temperatura mínima y máxima, sólo el 31 y 30% de las estaciones cumplió dicho criterio. Lo anterior permitió fundamentar que es posible que los datos sean homogéneos, sin considerar ciclos o condiciones estacionales; sin embargo, es recomendable incluir el empleo de las pruebas sugeridas, tomando en cuenta los periodos de frío y/o calor, o bien la relación que

Abstract

Guajardo-Panes, R. A., Granados-Ramírez, G. R., Sánchez-Cohen, I., Díaz-Padilla, G., & Barbosa-Moreno, F. (September-October, 2017). *Spatial validation of climatological data and homogeneity tests: The case of Veracruz, Mexico*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 157-177.

Given that the reliability of climate information is crucial for any type of research, it is important to use tools and methodologies that identify erroneous data resulting from data collection, faulty instrument sensors, transcription of information, and the relocation of stations. This paper describes a methodology to validate and identify anomalous records of rainfall and low and high daily temperatures. It presents: the development of a methodology to select stations based on the least possible amount of information, and verify its logical coherence; the development of a spatial validation process; and the use of the Pettitt and Buishand Standard Normal Homogeneity Test (SNHT) to validate climatological data and to test the homogeneity of data recorded at National Weather Service (SMN) stations located in the state of Veracruz and surrounding areas. In terms of rainfall data, we found that 72% of the stations met the homogeneity criterion, while for low and high temperatures only 31 and 30% met the criterion. Therefore, the data may be homogeneous, without taking into account seasonal cycles or conditions. Nevertheless, it is recommended that the suggested tests be used, taking into account cold and/or hot periods and any possible relationships with the dependence on rainfall (wet and/or dry periods).

Keywords: Homogeneity of variance test, Standard Normal Homogeneity Test (SNHT), Pettitt, Buishand, rainfall, temperature and validation data weather.

exista con la dependencia de la precipitación (periodos húmedos y/o secos).

Palabras clave: pruebas de homogeneidad de varianza, prueba de homogeneidad normal estándar (SNHT), Pettitt, Buishand, precipitación, temperatura y validación.

Recibido: 07/01/2016
Aceptado: 27/03/2017

Introducción

La información climática debe ser representativa y precisa del lugar donde las estaciones climatológicas se encuentran ubicadas para realizar estudios relacionados con la predicción meteorológica y climática, permitiendo que se reduzcan los riesgos de desastre o realizar predicciones a diferentes plazos para minimizar los riesgos de desastre que pueden generarse por eventos de inundación, heladas, sequías o el cambio climático; los registros de información climática deben guardar comportamientos homogéneos (Cao & Yan, 2012). Los datos climáticos pueden no representar la variación del tiempo actual por fallas en los instrumentos de medición, errores que se ocasionan de forma accidental por la persona responsable en la toma de datos, la ubicación en la que se encuentra la estación, entre otras, dando a lugar a variaciones en datos reales, y provocando que el usuario de información climática obtenga resultados o realice inferencias erróneas. Contar con series de datos meteorológicos de largo plazo bajo condiciones homogéneas resulta de interés en la actualidad para la comunidad científica (Costa & Soares, 2006) y por ello debe ser validada para desarrollar cualquier aplicación. Para alcanzar este objetivo es necesario aplicar metodologías de verificación y tratamiento que permitan identificar las estaciones que cumplen el supuesto de homogeneidad en variables de temperatura mínima, temperatura máxima y precipitación.

Objetivo

En este trabajo se desarrolla una propuesta metodológica para verificar que datos climáticos diarios registrados por estaciones del Servicio

Meteorológico Nacional (SMN) del estado de Veracruz y estados aledaños cuentan con un comportamiento homogéneo mediante la implementación de tres pruebas: homogeneidad normal estándar (SNHT), Pettitt y Buishand.

Antecedentes

Los investigadores con experiencia en el análisis de datos han citado el uso de estas pruebas que han empleado información climática de diversas latitudes del planeta, tal es el caso de Dhorde y Zarenistanak (2013), que utilizaron las pruebas de Pettitt, la prueba de homogeneidad normal estándar y la prueba de homogeneidad normal estándar desarrollada por Alexanderson y Moberg para determinar la homogeneidad en series de temperatura y precipitación tanto en periodos estacionales como anuales en la República Islámica de Irán. La aplicación de estas pruebas permitió clasificar las estaciones en útiles, dudosas y sospechosas. Las estaciones clasificadas como útiles presentaron como máximo una inhomogeneidad en las tres pruebas aplicadas; las que se especificaron como dudosas fueron aquellas que registraron dos condiciones de inhomogeneidad; las catalogadas como sospechosas contaron con tres condiciones de inhomogeneidad. Se estableció como conclusión que las series de precipitación y temperatura de las 20 estaciones consideradas en el estudio presentaron condiciones homogéneas. Ahmad y Deni (2013) reportan haber empleado pruebas de homogeneidad normal estándar; rangos de Buishand, de Pettitt y de razón de Von Neumann para probar homogeneidad en datos diarios de precipitación en series registradas de estaciones ubicadas en la Malasia peninsular y detectaron que de las 59 estaciones consideradas

en el estudio, el 22% presentó condiciones de inhomogeneidad y el 78% de homogeneidad. En el continente europeo, Stepánek, Zahradnicek y Farda (2013) llevaron a cabo todo un proceso completo de verificación de calidad de información y homogeneización de registros del tiempo en estaciones ubicadas en la República Checa, aplicaron la prueba de homogeneidad normal estándar, la prueba bivariada de Maronna y Yohai, y la prueba de Easterling y Peterson. Estas pruebas consideraron los registros mensuales, estacionales y anuales de precipitación; el empleo de tales intervalos permitió contar con diversidad de resultados. En la zona del mar Mediterráneo, específicamente en la región de la Campania, al sur de Italia, Longobardi y Villani (2009) aplicaron las pruebas *t* de Student y una modificación de la prueba de Ward para comprobar la homogeneidad en series de precipitación en el periodo 1981-1999, a fin de estudiar tendencias de variación. En el sur de Portugal, Costa y Soares (2006) implementaron las pruebas de homogeneidad normal estándar, de rangos de Buishand y de Pettitt a datos de precipitación. Como resultado, 13 estaciones cuentan con información homogénea, mientras que otras 15 no cuentan con esta condición. En 2001, Tuomenvirta empleó la prueba de homogeneidad normal estándar desarrollado por Alexandersson (1986) para analizar tres conjuntos de datos: medias anuales de temperatura para el periodo 1961-1990 en Finlandia; series de temperatura y precipitación monitoreadas en el Atlántico Norte, y series de temperatura mínimas y máximas diarias correspondientes al periodo 1910-1995. Se encontró que los registros de medias anuales de temperatura y las series diarias de temperaturas mínimas y máximas no mostraron comportamientos homogéneos debido a la reubicación de estaciones, sin considerar el sitio original de su ubicación para minimizar dichos cambios. Sin embargo, para el conjunto de datos de precipitación y temperatura registrados en el Atlántico Norte, no se presentaron cambios significativos en los registros. Pérez et al. (2011), en Argentina, comprobaron la existencia de cambios abruptos en series de precipitación

anual en el periodo 1921-2004 de 17 estaciones en un área de transición de clima templado húmedo en el este y estepa en el oeste. Las pruebas empleadas fueron Buishand y Pettitt, sus resultados mostraron que se registró un aumento de la precipitación anual en la década de 1960 en estaciones ubicadas en el sur de la zona de estudio, mientras que en el norte se presentaron aumentos en la década de 1970. Guentchev, Barsugli y Eischeid (2010) dieron a conocer una opción metodológica en donde se emplean las pruebas de Alexandersson, la prueba de rangos de Buishand, la prueba de Pettitt y la prueba de Von Neuman, para verificar tres conjuntos de datos de precipitación reticulares en los estudios de la cuenca superior del río Colorado. Los resultados indicaron que las series de tiempo son suficientemente homogéneas para el análisis de la variabilidad en el periodo 1950-1999, cuando se agrega en una escala subregional. Naulier et al. (2015) emplearon la prueba de Buishand para analizar las tendencias de temperatura en Canadá nororiental a registros dendrocronológicos y encontraron que los veranos se volvieron más cálidos después de 1975 y un incremento de los grados día durante la última década (2000-2010). En México, López, Sánchez y Vargas (2013) usaron la prueba de Pettitt, la de homogeneidad normal estándar (SNHT), Buishand y la de Von Neumann, para verificar la homogeneidad de los datos empleados en la caracterización climatológica de la cuenca baja del río Bravo, Tamaulipas. Por otro lado, García (2013) utilizó las pruebas Pettitt, homogeneidad normal estándar, Buishand, Von Neumann y *t* de Student para probar homogeneidad y detectar puntos de cambio en la media para el análisis de la distribución de gastos máximos anuales en la república mexicana. Dada la importancia que implica contar con información climática confiable, el presente trabajo tiene como objetivo describir una propuesta metodológica para validar datos climatológicos, y comprobar la homogeneidad de datos de precipitación y temperatura registrados en estaciones del SMN ubicadas en el estado de Veracruz y en áreas aledañas.

Metodología

Delimitación geográfica del área de estudio

Se utilizaron datos de estaciones del SMN, que es el organismo encargado de proporcionar información sobre el estado del tiempo a escala nacional y local de México. La información se obtuvo a través de la aplicación desarrollada por dicho organismo para *Google Earth* (Conagua-SMN, 2014), donde se despliegan en total 5 420 estaciones climatológicas clasificadas en dos categorías: en operación (3 200) y suspendidas (2 220), las cuales se distinguen en color amarillo y rojo, respectivamente. La información se extrajo en formato "kmz" y se exportó a formato "shape" para facilitar su manejo en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Se clasificaron las estaciones con base en su incidencia dentro de la cobertura vectorial de las unidades climáticas (INEGI, 2014). Dada la importancia de incluir en su totalidad el territorio de Veracruz, se delimitó un área adicional de 20 km en relación con el límite político del estado, para incluir estaciones de apoyo ubicadas en los estados vecinos de Tamaulipas, San Luis Potosí, Hidalgo, Puebla, Oaxaca, Chiapas y Tabasco, así como considerar un área representativa de la precipitación en dichos estados, pues de acuerdo con Cruz (2013), los datos de precipitación son representativos en una distancia de 10 km.

Selección de estaciones con información mínima necesaria

Se emplearon registros diarios de temperatura máxima ($T_{\text{máx}}$), temperatura mínima ($T_{\text{mín}}$), y precipitación (Pp) de cada una de las estaciones; el periodo de tiempo considerado es desde que inició operaciones hasta su última fecha de registro. Para que la estación fuera considerada en el análisis, se seleccionaron aquellas que cumplieran los siguientes requisitos mínimos: 1) contar con al menos 25 años de información; 2) tener al menos 80% de registros históricos, y 3) que la estación no haya dejado de operar antes del año 2000.

Congruencia lógica o integridad de los datos

Conformada la base de datos climatológica de las estaciones de interés, se desarrollaron rutinas en macros de Excel, con el compilador *Visual Basic*, para verificar los siguientes criterios lógicos: 1) Pp mayores o iguales a 0; 2) $T_{\text{máx}}$ mayores a temperaturas mínimas ($T_{\text{mín}}$); 3) $T_{\text{mín}}$ menores a temperaturas máximas ($T_{\text{máx}}$), y 4) verificar que los registros se registren en fechas congruentes.

Los datos que no cumplieron los criterios fueron reemplazados con el valor -99, el cual se identifica como valor faltante en procesos posteriores.

Validación espacial de la información

Otro filtro empleado para verificar la información climática fue la validación espacial, que se realizó considerando lo expuesto en la norma UNE 500540:2004, y que describen Estévez y Gavilán (2008) como un nivel de validación opcional. El procedimiento consistió en identificar las estaciones vecinas más cercanas a una estación de referencia (figura 1); a cada estación de referencia se calculó un intervalo de confianza de los registros diarios históricos de cada variable climática con base en la expresión:

$$\bar{x} \pm z_{\alpha/2} \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (1)$$

donde \bar{x} es el promedio y s la desviación estándar de las variables $T_{\text{máx}}$, $T_{\text{mín}}$ o Pp ; n , el número de datos en la serie de datos climáticos, y $z_{\alpha/2}$ es el valor estadístico 2.58 de la curva normal de frecuencias asociado con un nivel de confianza de 99% o significancia de 1% ($\alpha = 0.01$) (Steel & Torrie, 1985).

Los valores registrados en las variables $T_{\text{máx}}$, $T_{\text{mín}}$ o Pp que no se encontraron dentro de los intervalos de confianza se reemplazaron con el valor -99 para identificarlo como valor faltante en procesos posteriores (figura 1 y cuadro 1).

Al igual que en el apartado anterior, para realizar la validación espacial, se desarrollaron

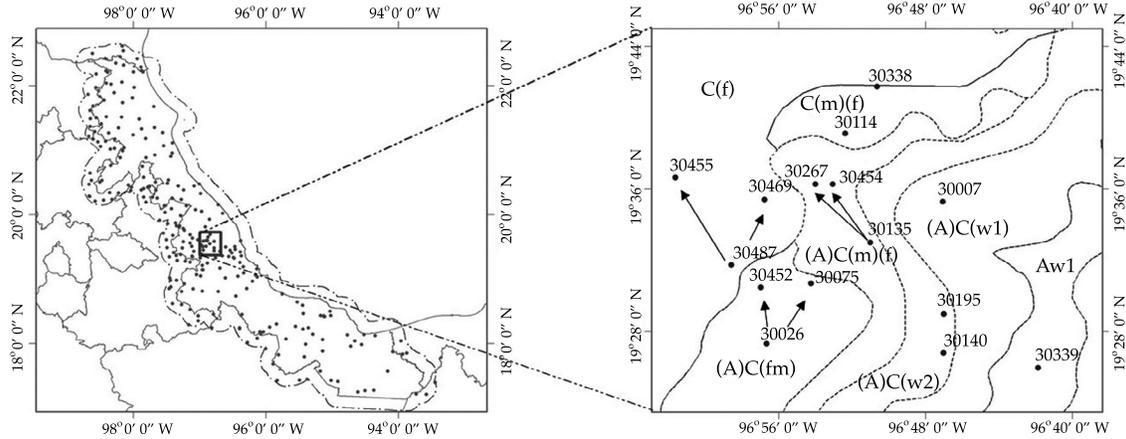


Figura 1. Identificación de estaciones vecinas cercanas a una estación de referencia.

rutinas en macros de Excel con el compilador *Visual Basic*; se consideraron grupos de no más de cinco estaciones por cada estación de referencia ubicadas dentro de un perímetro de 50 km y situadas dentro de la misma unidad climática.

Aplicación de pruebas de homogeneidad

Las pruebas empleadas en este trabajo fueron: 1) homogeneidad normal estándar (SNHT); 2) Pettitt, y 3) Buishand, las cuales se describen brevemente a continuación, junto con sus estadísticos de prueba de acuerdo con lo planteado por Ahmad y Deni (2013):

1. Homogeneidad normal estándar (SNHT), por sus siglas en inglés, desarrollada por Alexandersson (Alexandersson, 1986) y que modificó con Moberg (Alexandersson & Moeberg, 1997); un valor $T(d)$ compara el promedio de los primeros d años registrados con los últimos $(n - d)$; este valor se obtiene con la expresión:

$$T_d = d\bar{z}_1 + (n - d)\bar{z}_2 \text{ para } d = 1, 2, \dots, n \quad (2)$$

donde:

$$\bar{z}_1 = \frac{1}{d} \sum_{i=1}^d (y_i + \bar{y}) \text{ y } \bar{z}_2 = \frac{1}{n-d} \sum_{i=d+1}^n (y_i - \bar{y}) \quad (3)$$

Un valor alto de T en un año d indica una variación “brusca”. El estadístico de prueba T_0 se define como:

$$T_0 = \max_{1 \leq d \leq n} T(d) \quad (4)$$

2. Pettitt, prueba no paramétrica, que se basa en rangos y hace caso omiso de la normalidad de la serie. Se basa en el orden de rangos de los valores y_i . El estadístico que se emplea se define como:

$$X_d = 2 \sum_{i=1}^d r_i - d(n+1) \text{ para } d = 1, 2, \dots, n \quad (5)$$

y un valor en el año m que cumple la condición:

$$X_m = \max_{1 \leq d \leq n} |X_d| \quad (6)$$

es una variación fuerte en la serie (Pettitt, 1979).

3. Buishand, por su origen bayesiano, puede ser empleada en variables con cualquier tipo de distribución y propone identificar un cambio en la media de la serie de datos. El estadístico se define como:

$$S_0^* = 0 \text{ y } S_d^* = \sum_{i=1}^d (y_i - \bar{y}) \text{ para } d = 1, 2, \dots, n \quad (7)$$

Cuadro 1. a) Registro histórico diario de una estación de referencia de las variables $T_{máx}$, $T_{mín}$ y Pp ; b) registros diarios de las estaciones vecinas.

a)

Estación	Histórico		$T_{máx}$		$T_{mín}$		Pp	
	Mes	Día	LI	LS	LI	LS	LI	LS
30026	1	1	15.13	39.46	6.04	26.79	0.00	8.53
30026	1	2	16.15	39.63	6.95	25.25	0.00	6.03
30026
30026	1	30	17.26	39.04	4.84	27.38	0.00	13.94
30026	1	31	18.00	39.39	5.69	26.08	0.00	7.75
30026	2	1	17.55	39.34	6.80	25.62	0.00	0.00
30026	2	2	16.64	40.45	6.10	25.48	0.00	0.47
30026
30026	2	28	16.81	40.70	5.77	26.23	0.00	3.10
30026	2	29	17.38	40.72	5.83	26.79	0.00	2.10
30026
30026
30026
30026	12	1	18.54	38.61	6.98	27.59	0.00	11.20
30026	12	2	18.15	38.88	5.68	28.45	0.00	21.50
30026
30026	12	30	13.58	41.47	4.67	26.97	0.00	5.05
30026	12	31	15.71	39.54	4.57	26.68	0.00	5.16

b)

Estación	Año	Mes	Día	$T_{máx}$	$T_{mín}$	Pp
30075	1961	1	1	23.50	20.00	0.00
30075
30075	2009	1	1	26.00	15.50	0.00
30075	1961	1	2	25.50	19.00	0.00
30075
30075	2009	1	2	27.50	15.50	0.00
30075
30075	1961	1	31	23.00	16.00	0.00
30075
30075	2009	1	31	22.00	18.00	0.00
30075
30075	1961	12	1	26.00	18.50	0.90
30075
30075	2009	12	31	27.00	16.50	0.00
30452	1956	1	1	26.50	20.00	0.00
30452
30452	2007	1	1	29.00	15.00	5.50
30452	1955	1	2	23.00	16.00	9.20
30452
30452	2007	1	2	31.50	12.50	0.00
30452	1955	1	31	25.50	15.50	61.80
30452
30452	2007	1	31	30.00	19.00	0.00
30452	1955	12	1	30.00	20.00	0.00
30452
30452	2005	12	31	29.00	17.00	3.50

La prueba se define como:

$$Q = \max_{0 \leq d \leq n} \left| \frac{s_d^*}{s} \right| \quad (8)$$

Otro estadístico de prueba que puede emplearse es el rango que calcula la diferencia entre el valor mínimo y máximo de las sumas parciales ajustadas. La fórmula es:

$$R = \frac{\left(\max_{0 \leq d \leq n} s_d^* - \min_{0 \leq d \leq n} s_d^* \right)}{s} \quad (9)$$

es importante agregar que Buishand propone valores críticos Q/\sqrt{n} y R/\sqrt{n} para las pruebas de homogeneidad (Buishand, 1982).

El juego de hipótesis planteadas en las tres pruebas son las siguientes:

H_0 : los datos son homogéneos.

versus

H_a : hay una fecha en la que hay un cambio en los datos.

El nivel de significancia planteado es $\alpha = 0.05$, es decir, la probabilidad de rechazar la H_0 cuando es verdadera (error de tipo I) es de 5% (Ramírez & López, 1993).

Las pruebas se realizaron a las variables T_{\max} , T_{\min} y Pp de cada estación con la aplicación XLSTAT en su versión de prueba, mediante el cual se obtuvieron los valores p (p -value) correspondientes; se identificaron los años en los que se presentó un cambio abrupto en los datos cuando la H_0 fue rechazada, y se realizó un concentrado de resultados para clasificar las estaciones en tres clases, como lo llevaron a cabo Schonwiese y Rapp (1997), y Wijngaard, Klein y Konnen (2003).

En la clase 1 se agrupan estaciones cuyas pruebas de hipótesis nula fueron rechazadas a lo más en una de las tres pruebas, por tanto se considera que la información es confiable. Cuando las estaciones presentaron como máximo dos hipótesis nulas, las estaciones se consideraron

en la clase 2 y la información se puede considerar como medianamente confiable. En la clase 3 se agruparon estaciones en que se rechazaron tres hipótesis nulas, por lo cual la información se consideró como no confiable.

Resultados

Estaciones incluidas en el área de estudio

En el estudio se incluyeron 260 estaciones ubicadas en el área de estudio: 162 son del estado de Veracruz y 98 de estados circunvecinos, las cuales se identifican de apoyo para procesos geoestadísticos y de validación. Estas estaciones fueron clasificadas de acuerdo con su ubicación en unidades climáticas, observando que 35% de las estaciones incide en climas subhúmedos, el 25% en climas húmedos y el 18% en climas semicálidos húmedos. Dicha clasificación se consideró en la validación espacial de los datos diarios.

Estaciones con información mínima necesaria

En cuanto a la verificación de información mínima necesaria, se observó que 226 (87%) no han dejado de operar antes del año 2000, contienen al menos 25 años de información y los registros históricos no superan el 20%. La figura 2 muestra un panorama general de las condiciones de las estaciones climáticas en cuanto al inicio (línea punteada) y fin (línea continua) de los registros históricos (línea discontinua), y el total de años con información de T_{\max} , T_{\min} y Pp (área sombreada).

Verificación de congruencia lógica y validación espacial de la información

Se observó que la información no congruente y no válida en relación con sus estaciones de referencia no sobrepasó el 2.83% para la variable T_{\max} ; para el caso de la T_{\min} , no superó el 1.54%; por último, para la variable Pp , la incongruencia y los valores no válidos en relación con sus estaciones vecinas no superó el 4%.

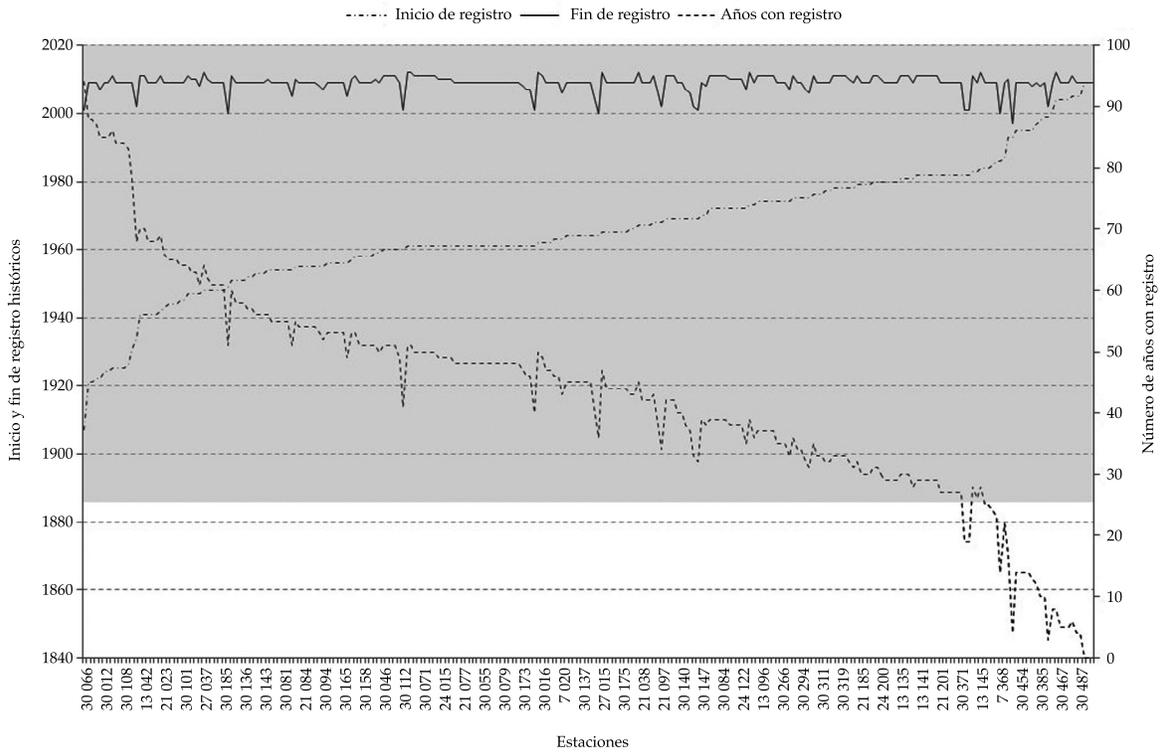


Figura 2. Representación del inicio y fin de registros históricos y número de años con información climática en las estaciones consideradas del área de estudio.

Aplicación de pruebas de homogeneidad

En lo correspondiente a esta etapa, se realizaron las pruebas de SNHT, Pettitt y Buishand a las variables $T_{mín}$, $T_{máx}$ y P_p de las 226 estaciones; con los resultados obtenidos se clasificaron las estaciones en confiables, medianamente confiables y no confiables. Para la variable P_p , se clasificó el 72% de las estaciones con información homogénea, en tanto que para la $T_{mín}$ y $T_{máx}$ se clasificaron el 31 y 30%, respectivamente. Se observó que los datos correspondientes a la P_p presentaron condiciones de homogeneidad, en tanto que, contrario a lo que se esperaba, los datos de $T_{mín}$ y $T_{máx}$ presentaron mayores condiciones de no homogeneidad. El cuadro 2 muestra las estaciones desagregadas en cuanto a su confiabilidad por variable climática y el estado donde se encuentran ubicadas.

Con el fin de mostrar los resultados generados de las pruebas de homogeneidad para las tres pruebas empleadas se conformaron tres tablas, donde es posible consultar los valores p (p -value) y los años en los que se presentó un cambio abrupto en las variables de $T_{mín}$ (cuadro 4), $T_{máx}$ (cuadro 5) y P_p (cuadro 6), así como la clasificación de la estación con base en el número de H_0 que fueron rechazadas.

En un sentido estricto, se seleccionaron aquellas estaciones que cumplieron con la condición de información confiable. Se observó que para el estado de Veracruz, tan sólo 11 estaciones mostraron comportamientos homogéneos en las tres variables analizadas; para el estado de Puebla fueron seis; para San Luis Potosí se registraron sólo tres, y para el estado de Hidalgo y Oaxaca fueron 2 y 1, respectivamente (cuadro 3 y figura 3).

Cuadro 2. Resultados de pruebas de homogeneidad de varianza por estado.

Variable	Clasificación	Estados								Totales
		Chiapas	Hidalgo	Oaxaca	Puebla	San Luis Potosí	Tabasco	Tamaulipas	Veracruz	
T _{mín}	Confiable		4	4	16	5	1	1	40	71
	Medianamente confiable		2	1	8	1		1	20	33
	No confiable	3	11	4	15	5	2	6	76	122
T _{máx}	Confiable		4	3	18	6	1	1	35	68
	Medianamente confiable	1	3	1	2			3	17	27
	No confiable	2	10	5	19	5	2	4	84	131
P _p	Confiable	2	14	6	23	10	1	7	99	162
	Medianamente confiable	1		3	5				13	22
	No confiable		3		11	1	2	1	24	42

Cuadro 3. Estaciones con información homogénea en la zona de estudio en las variables de T_{máx}, T_{mín} y P_p.

Estación	Estado	Municipio	Longitud	Latitud	Altitud
13140	Hidalgo	Jaltocán	98° 32' 18"	21° 07' 56"	232
13144		Huehuetla	98° 04' 34"	20° 27' 36"	466
20294	Oaxaca	San Juan Bautista Tuxtepec	96° 07' 59"	18° 04' 59"	37
21038	Puebla	Guadalupe Victoria	97° 17' 21"	19° 23' 07"	2 481
21072		Chalchicomula de Sesma	97° 27' 02"	19° 01' 11"	2 586
21129		Cuyoaco	97° 30' 04"	19° 36' 53"	2 574
21142		Venustiano Carranza	97° 40' 05"	20° 30' 37"	161
21154		Esperanza	97° 26' 07"	18° 52' 51"	2 433
21201		Hueytamalco	97° 17' 14"	19° 59' 14"	593
24009		San Luis Potosí	San Martín Chalchicuautla	98° 39' 19"	21° 22' 22"
24053	San Martín Chalchicuautla		98° 33' 53"	21° 30' 15"	95
24113	San Vicente Tancuayalab		98° 36' 33"	21° 41' 21"	40
30047	Veracruz	Comapa	96° 41' 47"	19° 10' 20"	550
30089		Las Minas	97° 08' 51"	19° 41' 23"	1 459
30125		Papantla	97° 19' 30"	20° 26' 45"	200
30147		San Juan Evangelista	95° 08' 45"	17° 53' 00"	29
30180		Chicontepec	98° 08' 28"	21° 02' 17"	130
30327		Las Choapas	94° 09' 48"	17° 34' 19"	39
30345		Tantoyuca	98° 10' 39"	21° 30' 48"	94
30350		Citlaltépetl	97° 52' 39"	21° 19' 45"	210
30371		Gutiérrez Zamora	97° 05' 02"	20° 26' 57"	5
30377		Tamiahua	97° 24' 48"	21° 06' 59"	7
30384		Jalacingo	97° 18' 14"	19° 49' 42"	1 749

Cuadro 4. Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable T_{mín} a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Buishand		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
7020	0.032	1989	0.008	1993	0.010	1990	NC
7106	<0.0001	1979	<0.0001	1979	<0.0001	1979	NC
7112	<0.0001	1985	0.000	1985	<0.0001	1985	NC
13011	<0.0001	1995	<0.0001	1995	<0.0001	1995	NC
13015			0.017	1967	0.009	1967	MC
13034	<0.0001	1989	<0.0001	1995	<0.0001	1989	NC
13042	<0.0001	1976	<0.0001	1976	<0.0001	1976	NC
13061	0.0037	2004	<0.0001	2005	0.0021	2004	NC
13093	0.0004	1976	0.0023	1976	0.0007	1976	NC
13095	0.0001	1996	<0.0001	1997	<0.0001	1996	NC
13096	<0.0001	1989	<0.0001	1989	<0.0001	1989	NC
13098	<0.0001	1986	<0.0001	1986	<0.0001	1986	NC
13099							C
13135	0.0005	1998			0.0369	1998	MC
13137							C
13139	<0.0001	1999	<0.0001	2008	0.0014	2001	NC
13140	0.0112	1992					C
13141	<0.0001	1995	0.0008	1995	0.0006	1995	NC
13144							C
13145	<0.0001	2000	<0.0001	2001	<0.0001	2001	NC
20008	0.0001	1979			0.0467	1985	MC
20014	<0.0001	1981	<0.0001	1982	<0.0001	1981	NC
20017			0.0073	2008			C
20029	0.0031	1969	0.0091	1969	0.009	1969	NC
20084	0.0092	1980	<0.0001	1980	0.0024	1980	NC
20113	<0.0001	1993	<0.0001	1997	<0.0001	1995	NC
20152							C
20189							C
30132	0.0273	1989	<0.0001	2006	0.0159	1989	NC
30134	0.0107	1992	0.0222	1999	<0.0001	1999	NC
30136	0.0035	1997	0.0004	2000	0.005	1997	NC
30137	<0.0001	1989	0.0013	1980	0.0001	1988	NC
30140	0.0385	1995			0.0201	1995	MC
30141	<0.0001	1989	<0.0001	1989	<0.0001	1989	NC
30143	<0.0001	1971	<0.0001	1953	0.03	1972	NC
30147			0.0202	2004			C
30148	0.0012	1998	<0.0001	1998	<0.0001	1998	NC
30152	<0.0001	1989	0.002	1994	0.0002	1989	NC
30158	<0.0001	1979	<0.0001	1977	<0.0001	1978	NC
30160	0.0439	1970	0.0037	1968	0.0182	1970	NC
30163	<0.0001	1950	<0.0001	1949	<0.0001	1949	NC
30165							C
30166	0.0015	1989	0.0487	1989	0.0004	1989	NC
30167	0.0001	1985	0.0021	1985	0.0001	1978	NC
30169	0.0052	1971	0.0404	1971	0.007	1971	NC
30171	0.023	1972					C
30173							C
30175	0.004	1998	0.0017	1998	0.0062	1998	NC
30176	<0.0001	1989	<0.0001	1989	<0.0001	1989	NC
30177	<0.0001	1987	<0.0001	1987	<0.0001	1987	NC
30178	<0.0001	2007					C
30179	0.0007	1978			0.0191	1990	MC
30180	0.020	1990					C
30185			0.0001	2005	0.041	2005	MC
30187	<0.0001	1984	<0.0001	1990	<0.0001	1984	NC
30189	0.0086	2000					C
24113			0.0121	1973			C
24122	0.0309	1990			0.0346	1990	MC
24200							C
27003							C
27015	0.0075	1992	0.0013	2002	0.002	1992	NC
27037	0.0201	1961	0.0056	1961	0.0096	1975	NC
28006	<0.0001	1997	<0.0001	1999	<0.0001	1997	NC
28016	0.0029	1979	<0.0001	1977	<0.0001	1978	NC
28055	0.0189	2001	0.0034	1963			MC
28111	0.0001	1989	0.0066	2010	0.0367	1979	NC
28125	0.0004	1989	0.0301	2006	0.016	1989	NC
28138	0.0408	2001	0.0341	2001	0.0464	2001	NC
28147	<0.0001	1995	<0.0001	2005	<0.0001	1995	NC
28175			0.0222	2008			C
30003							C
30006							C
30007	0.001	1997	0.0008	1997	0.0019	1997	NC
30008	0.0002	1980	0.000	1960	0.0007	1980	NC
30011	<0.0001	1985	0.0001	1985	<0.0001	1985	NC
30012	0.0004	1970	<0.0001	1927	0.0094	1971	NC
30013	0.0003	1997	<0.0001	1998	0.0003	1998	NC
30016	0.0119	1994	0.014	2002	0.0124	1992	NC
30019	0.0013	1990	0.0438	2006	0.0002	1990	NC
30021							C
30022	0.0011	1979			0.019	1979	MC
30025	<0.0001	1980	<0.0001	1980	<0.0001	1980	NC
30026							C
30032	<0.0001	1980	<0.0001	1985	<0.0001	1983	NC

Cuadro 4 (continuación). Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable T_{mín} a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Buishand		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
21129							C
21142							C
21143							C
21147	0.0004	1992			0.0006	1992	MC
21154							C
21185	0.0277	1988			0.0391	1988	MC
21201							C
21209							C
21211	0.0421	1989			0.0302	1989	MC
21212	0.0011	1987	0.0196	1987	<0.0001	1987	NC
21215	0.0025	2001	0.0022	1986	0.0085	1986	NC
21244	0.0067	1969	<0.0001	1949	0.0002	1949	NC
24009	0.0047	1985					C
24015	0.0006	1980	<0.0001	1968	<0.0001	1968	NC
24020	0.0294	1989	0.0001	2005	0.0139	2005	NC
24036	<0.0001	1980	<0.0001	1970	<0.0001	1980	NC
24053							C
24085	0.0121	2002	<0.0001	2003	0.0012	2002	NC
24095	0.0182	1997					C
24108	0.0031	1999	0.0179	2000	0.0121	1999	NC
30089							C
30090	<0.0001	1981	<0.0001	1981	<0.0001	1981	NC
30093	0.0475	1983					C
30094	0.0103	1975			0.0241	1982	MC
30097	0.0001	1989	<0.0001	1986	0.0004	1989	NC
30098	<0.0001	1984	0.0001	1990	<0.0001	1984	NC
30100			0.0028	1999	0.0021	1995	MC
30101	<0.0001	1974	0.0162	1974	0.0019	1974	NC
30102			0.0173	1954			C
30107							C
30108	0.0077	1985	0.0003	1985	0.0057	1985	NC
30112	<0.0001	1981	<0.0001	1981	<0.0001	1981	NC
30114	<0.0001	1980			0.001	1980	MC
30115	0.0004	1979					C
30117	0.0226	1964	0.004	1964	0.0147	1964	NC
30121							C
30125							C
30128	<0.0001	1981	<0.0001	1981	<0.0001	1981	NC
30130	0.0017	1993	<0.0001	1967	<0.0001	1967	NC
30131	0.0158	1983			0.0264	1983	MC
30337	<0.0001	1994					NC
30338	0.0201	2003	0.0039	2003	0.0187	2003	NC
30339	0.0007	1994			0.0125	1994	MC
30340	0.0002	2000	0.0002	2001	<0.0001	2000	NC
30342	0.002	1995			0.0032	1995	MC
30345							C
30350							C
30351	0.006	1988	0.0124	1988	0.0086	1988	NC
30353	0.0022	1993	0.0139	1990	0.0027	1992	NC
30357							C
30359	0.0019	1988	<0.0001	1988	0.0004	1988	NC
30361	<0.0001	1997	0.0005	1997	<0.0001	1997	NC
30364	0.0012	1994	0.0055	1994	0.001	1994	NC
30371							C
30377							C
30382							C
30384							C
30452	0.0047	2001	0.0132	1987	0.0064	1996	NC

C = confiable; MC = medianamente confiable; NC = no confiable.

Cuadro 5. Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable Tmáx a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
7020			0.011	1992	0.017	1988	0.0081	1993			0.0081	1993	C
7106	0	1980	0.003	1980	0.001	1980					0.0443	1992	C
7112	< 0.0001	1982	< 0.0001	1985	< 0.0001	1985	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1987	NC
13011	0.0241	2005	0.0001	2005	0.0054	2005					< 0.0001	1997	NC
13015	< 0.0001	1967	0.058	1967	< 0.0001	1967	0.0048	1988	0.0032	1989	0.0255	1978	MC
13034	0.0029	1983	0.0018	1983	0.001	1983	< 0.0001	1981	< 0.0001	1981	0.0039	1999	NC
13042	0.0007	1962	< 0.0001	1948	0.0009	1960	< 0.0001	1999	< 0.0001	1999	0.0009	1976	NC
13061	0.0231	2004	0.026	2005			< 0.0001	1992	< 0.0001	1981	0.0287	1998	MC
13093	< 0.0001	1976	< 0.0001	1976	< 0.0001	1976	0.0389	1986	0.0227	1965	0.0003	1981	NC
13095	0.0017	1992	0.0032	1997	0.0011	1997	< 0.0001	1989	0.0165	2010	< 0.0001	1993	NC
13096							0.0008	1993	0.0226	1994	0.0112	1988	C
13098	0.0013	1987	0.002	1987	0.0005	1987					0.0112	1988	NC
13099	0.0001	1992	< 0.0001	2006	< 0.0001	2001	0.0001	1992			0.0039	1994	NC
13135	0.0277	1993			0.0431	1993	0.0064	1993	0.0298	1978			MC
13137	0.0278	2005	< 0.0001	2005	0.0046	2005	< 0.0001	1992	< 0.0001	1996	< 0.0001	1964	NC
13139							0.0277	1999					MC
13140							0.0028	1988	0.0107	1997			NC
13141	0.0086	1989			0.0035	1989					0.0181	1985	MC
13144							< 0.0001	1988	0.0001	1958	0.0029	1984	NC
13145	< 0.0001	1995	< 0.0001	1995	< 0.0001	1995	0.0044	1968	0.0044	1986	< 0.0001	1990	NC
20008	0.0023	1985	0.0001	1997	0.0015	1985	< 0.0001	1970	< 0.0001	1970	< 0.0001	1994	NC
20014							0.0243	2001	0.0017	2008	< 0.0001	1987	NC
20017	0.0001	1983	< 0.0001	1984	< 0.0001	1984	< 0.0001	1988	< 0.0001	1992	< 0.0001	2008	MC
20029					0.0277	1978	< 0.0001	1981	< 0.0001	1980	0.0004	1992	NC
20084	0.0008	1965	0.0013	1967	0.0002	1967	0.0001	1974					C
20113	0.0006	1983	0.0081	1984	0.0031	1984	< 0.0001	1987	0.0002	1987	0.0001	1987	C
20152	< 0.0001	1988	< 0.0001	1996	< 0.0001	1988	0.0183	1968	0.0175	2001			C
20189	0.0027	1981			0.001	1981	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	0.0238	2000	NC
30132							0.0081	1993					NC
30134													C
30136	< 0.0001	1982	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1987	NC
30137	< 0.0001	1997	< 0.0001	2002	< 0.0001	1998					< 0.0001	1994	NC
30140	0.0255	1978					0.0048	1988	0.0128	1989	0.0255	1978	MC
30141	0.0039	1999	< 0.0001	2001	0.0018	1999	< 0.0001	1981	< 0.0001	1981	0.0039	1999	NC
30143	0.0009	1976	0.0014	1953			0.0009	1976	0.0014	1953			MC
30147	0.0287	1998					< 0.0001	1992	< 0.0001	1977	0.0287	1998	C
30148	0.0003	1981	0.0015	1987	0.0003	1987	0.0003	1981	0.0015	1987	0.0003	1987	NC
30152	< 0.0001	1993	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1989	0.0165	2010	< 0.0001	1993	NC
30158	0.0004	1982	0.0277	1982	0.0063	1982	0.0004	1982	0.0277	1982	0.0004	1982	NC
30160	0.0039	1994	0.0017	1994	0.0046	1994					0.0039	1994	NC
30163	0.0112	1988									0.0112	1988	C
30165													C
30166			0.0044	2008			0.0064	1993	0.0298	1978			C
30167	< 0.0001	1964	< 0.0001	1961	0.0001	1964	< 0.0001	1992	< 0.0001	1996	< 0.0001	1992	NC
30169			0.0105	1976	0.0486	1976					0.0277	1999	MC
30171	0.0181	1985			0.0073	1985							MC
30173	0.0029	1984	0.0037	1984	0.0009	1984	< 0.0001	1988	0.0001	1958	0.0029	1984	NC
30175	< 0.0001	1990	< 0.0001	1990	< 0.0001	1990	0.0044	1968	0.0044	1986	< 0.0001	1990	NC
30176	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	< 0.0001	1970	< 0.0001	1970	< 0.0001	1994	NC
30177	< 0.0001	1987	< 0.0001	1987	< 0.0001	1987	0.0243	2001	0.0017	2008	0.0254	2001	NC
30178	< 0.0001	2008			< 0.0001	2008	< 0.0001	1988	< 0.0001	1992	< 0.0001	1992	NC
30179	0.0004	1992	< 0.0001	2000	< 0.0001	1992	< 0.0001	1981	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	NC
30180							0.0001	1974			0.0004	1976	MC
30185							< 0.0001	1987	0.0002	1987	0.0001	1987	NC
30187							0.0183	1968	0.0175	2001	0.0479	2001	NC
30189	0.0238	2000	0.0001	2000	0.009	2000	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	NC

Cuadro 5 (continuación). Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable T_{máx} a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Buishand		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
20294	0.0487	2003					C
21009	0.0003	1967	< 0.0001	1961	< 0.0001	1967	NC
21018	0.0226	1992					C
21022							C
21023							C
21026	0.022	1992	< 0.0001	1992	0.0022	1992	NC
21031	< 0.0001	1984	< 0.0001	1984	< 0.0001	1984	NC
21032			0.013	2005			C
21038							C
21040	< 0.0001	1984	< 0.0001	1984	< 0.0001	1984	NC
21043	0.0002	1983	0.0002	1993	0.0002	1983	NC
21051							C
21052	< 0.0001	1985	< 0.0001	1985	< 0.0001	1985	NC
21053	< 0.0001	1979	< 0.0001	1978	< 0.0001	1978	NC
21056							C
21059	0.0021	1993					C
21064	0.0028	1993	0.0002	2002	0.0002	1999	NC
21067	0.0112	1993	0.0015	1993	0.0024	1993	NC
21072							C
21073			< 0.0001	2002	0.0326	2003	MC
21074	0.0023	1996	0.0001	2004	0.0061	1997	NC
21077	0.0127	2001	0.0183	2001	0.0114	2001	NC
21084			0.0067	1955			C
21091	0.0099	1962	0.008	1963	0.0007	1963	NC
21094							C
21097							C
21114	0.0005	1977	0.0001	2006	0.0005	1998	NC
21117	0.0003	1993	0.0153	1993	0.0019	1992	NC
30033	0.0002	1970	< 0.0001	1999	0.0003	1970	NC
30034							C
30035	< 0.0001	1976	< 0.0001	1965	< 0.0001	1976	NC
30037	0.001	1978			0.0051	1979	MC
30041	0.0033	1993	0.003	2000	0.0104	1997	NC
30043							C
30046	0.0123	1997	0.0008	2008	0.002	1997	NC
30047							C
30048	0.0147	2000	< 0.0001	2000	0.0004	2000	NC
30049	0.0177	1971	0.0434	1971	0.0225	1971	NC
30051	0.0016	1994	0.0044	2008	0.0014	1994	NC
30054	0.0199	1993	< 0.0001	2002	0.0019	2001	NC
30055	0.0001	1989	< 0.0001	2001	< 0.0001	1993	NC
30056	< 0.0001	1971	< 0.0001	1970	< 0.0001	1971	NC
30058	0.0006	1977	0.0026	1975	0.0014	1977	NC
30059	0.0302	1993	0.0315	1993	0.0053	1993	NC
30066	< 0.0001	1951	< 0.0001	1925	< 0.0001	1950	NC
30067							C
30068	< 0.0001	1981	0.0035	1981	0.0003	1981	NC
30070							C
30071			0.0172	2003	0.043	2001	MC
30072	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	NC
30074	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	< 0.0001	1980	NC
30076	< 0.0001	1992	0.0027	1992	0.0001	1992	NC
30077	0.029	1997					C
30079							C
30081	0.0001	1992	0.0008	1992	0.0006	1992	NC
30084	0.0001	1993	< 0.0001	1994	< 0.0001	1994	NC
30091	0.0137	1997	0.0117	1997	0.0261	1987	NC
30093	0.0133	1985	0.0329	1949	0.0059	1949	NC
30095	0.0001	1988	0.0002	1979	0.0002	1984	NC
30098	0.0018	1981	0.0013	1981	0.0002	1981	NC
30201	0.0242	1968					C
30209	0.0054	1997	0.0418	1968			MC
30211	< 0.0001	1978	< 0.0001	1978	< 0.0001	1978	NC
30216							C
30220	< 0.0001	1988	< 0.0001	1999	< 0.0001	1999	NC
30224	0.0417	1954	0.0002	1950	0.0004	1950	NC
30264	0.0035	1977	0.0011	1976	0.001	1977	NC
30265	0.0003	1987	0.0049	1987	0.0006	1988	NC
30266	0.004	1988	0.006	1988	0.0022	1988	NC
30267							C
30268	< 0.0001	1997	< 0.0001	1997	0.0001	1997	NC
30281	< 0.0001	1987	0.0015	1987	0.0005	1987	NC
30285	0.0395	1996	< 0.0001	1976			MC
30292	0.002	1988			0.0367	1988	MC
30294	0.0001	1989	0.0316	1975	< 0.0001	1989	NC
30301	0.0001	1993	< 0.0001	2006	0.0001	1993	NC
30302	< 0.0001	1992	< 0.0001	1999	< 0.0001	1997	NC
30304			0.0089	1976			C
30311			0.0333	1981			C
30317	0.0147	1987	0.0223	1987	0.0137	1992	NC
30319	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	NC
30325			0.0148	2003	0.0261	2003	MC
30327							C
30336	< 0.0001	1997	0.0003	1997	0.0002	1997	NC

Cuadro 5 (continuación). Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable T_{máx} a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Buishand		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
21129							C
21142							C
21143	<0.0001	1988	<0.0001	1988	<0.0001	1988	NC
21147	0.0072	1995	0.002	1995	0.005	1986	NC
21154							C
21185							C
21201					0.0338	1984	C
21209	0.0074	2000	0.001	2004	0.0055	2000	NC
21211							C
21212	0.0042	1987			0.0012	1987	MC
21215	0.0125	1986	0.0022	1986	0.0022	1986	NC
21244	0.0001	1972	<0.0001	1949	0.0001	1972	NC
24009					0.0042	1991	C
24015	0.0001	1994	<0.0001	1994	0.0001	1994	NC
24020							C
24036							C
24053							C
24085	0.0165	2002	0.0015	2002	0.0148	2002	NC
24095	0.0004	1992	<0.0001	1996	<0.0001	1996	NC
24108	<0.0001	1997	<0.0001	1997	<0.0001	1997	NC
30089			0.0293	1951			C
30090	0.0041	1980	0.013	1981	0.024	1981	NC
30093	0.0003	1985	0.006	1997	0.018	1985	NC
30094	0.0225	1991			0.0396	1991	MC
30097	<0.0001	1990	0.0333	1964			MC
30098	<0.0001	1983	<0.0001	1981	<0.0001	1981	NC
30100			0.005	1999			C
30101					0.237	1975	C
30102	0.0007	1992	0.0054	1997	0.0025	1988	NC
30107	0.0248	1954	0.0221	1954	0.0093	1954	NC
30108	0.0038	1973	0.0436	1930	0.0105	1975	NC
30112	<0.0001	1984	<0.0001	1986	<0.0001	1986	NC
30114	0.0028	1975	0.0115	1975	0.0016	1975	NC
30115							C
30117	<0.0001	1992	<0.0001	1997	<0.0001	1992	NC
30121	0.0008	1952	<0.0001	1943	<0.0001	1947	NC
30125							C
30128	<0.0001	1981	<0.0001	1981	<0.0001	1981	NC
30130	<0.0001	1988	<0.0001	1988	<0.0001	1988	NC
30131	0.011	1990	0.0235	1990	0.011	1990	NC
30337	<0.0001	1997	<0.0001	1997	<0.0001	1997	NC
30338	<0.0001	1992	<0.0001	1992	<0.0001	1992	NC
30339	0.0099	1988	0.0004	1980	0.0038	1988	NC
30340	0.0043	1992	0.0014	1986	0.0029	1992	NC
30342			0.0339	1980			C
30345					0.044	1996	C
30350	0.0391	1992					C
30351	0.0249	1984	0.0424	1984	0.0316	1984	NC
30353	0.0031	1993			0.0016	1993	MC
30357	0.0128	2000			0.0036	2000	MC
30359	<0.0001	1991	<0.0001	1991	<0.0001	1991	NC
30361							C
30364	0.0002	1994	0.0005	1994	0.0002	1994	NC
30371							C
30377							C
30382							C
30384	0.0023	1997					C
30452	<0.0001	1995	<0.0001	1995	<0.0001	1995	NC

C = confiable; MC = medianamente confiable; NC = no confiable.

Cuadro 6. Resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas a la variable Pp a las estaciones consideradas en el estudio.

Estación	Prueba de Pettitt		Prueba de homogeneidad normal estándar (Alexandersson)		Prueba de Buishand		Clasificación
	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	Valor p	Año de cambio	
7020			0.007	1992	0.019	1988	MC
7106							C
7112							C
13011							C
13015			0.033	1976			C
13034	0.0107	1985	0.0326	1941	0.0393	1978	NC
13042	0.0012	1976	0.0198	1976	0.0047	1976	NC
13061							C
13093							C
13095	< 0.0001	1996	< 0.0001	1997	< 0.0001	1996	NC
13096							C
13098			0.038	2010			C
13099							C
13135							C
13137							C
13139			0.0494	2010			C
13140							C
13141							C
13144							C
13145							C
20008							C
20014			0.0012	1950			C
20017	0.0376	1983			0.0187	1983	MC
20029							C
20084			0.0033	1951			C
20113	0.03	1976			0.0391	1976	MC
20152	0.0425	1981			0.0145	1981	MC
20189					0.0171	1984	C
30132							C
30134	0.004	1976					NC
30136							MC
30137	< 0.0001	1993					MC
30140							C
30141							C
30143							C
30147			0.0347	1970			C
30148							C
30152							C
30158							C
30160	0.0016	1993	0.0025	1993	0.0021	1993	NC
30163			0.0136	2003			C
30165	< 0.0001	1987	< 0.0001	1989	< 0.0001	1989	NC
30166	0.002	1993	0.0003	2005	0.0013	1993	NC
30167							C
30169	0.0463	1972	0.0301	1972	0.0457	1972	NC
30171							C
30173							C
30175			0.0032	1965			C
30176							C
30177							C
30178							C
30179					0.0129	1988	C
30180							C
30185			0.0234	1948			C
30187					0.0144	1968	C
30189							C
24113							C
24122							C
24200							C
27003	0.0002	1980	< 0.0001	1979	0.0001	1980	NC
27015	0.0099	1984	0.0339	1984	0.0069	1984	NC
27037			0.0045	1948			C
28006			0.0049	2008			C
28016							C
28055			0.0051	2008			C
28111			< 0.0001	2008			C
28125			0.0469	2006			C
28138							C
28147	0.0115	1994	0.0231	1994	0.0086	1994	NC
28175							C
30003							C
30006							C
30007							C
30008			0.010	1926			C
30011			0.047	1957			C
30012							C
30013			0.0019	1948			C
30016	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	< 0.0001	1993	NC
30019			0.0137	1961			C
30021							C
30022	0.022	1983					C
30025							C
30026							C
30032	0.0035	1995	0.0198	2007	0.011	1995	NC

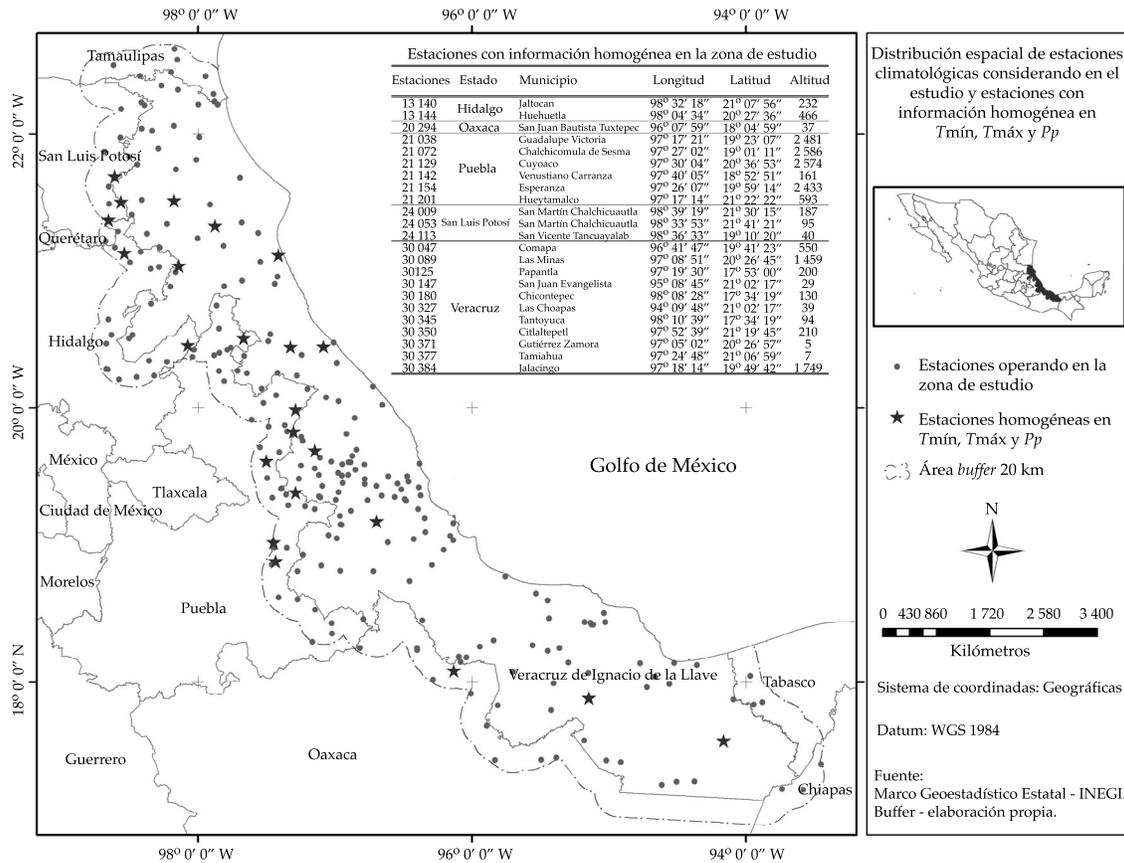


Figura 3. Distribución espacial de estaciones climatológicas consideradas en el estudio y estaciones con información homogénea en las variables de $T_{mín}$, $T_{máx}$ y Pp .

Conclusiones

Si bien la implementación de pruebas se aplicó a series de datos anuales, los resultados expuestos en el presente trabajo indican que los datos de precipitación (Pp) pueden presentar comportamientos homogéneos sin considerar ciclos o condiciones estacionales; sin embargo, estas condiciones deberán tomarse en cuenta para realizar estudios con mayor nivel de detalle, es decir, para el caso en que se requieran estudios enfocados a una especie vegetal de interés, es necesario considerar ciclos de cultivo (primavera-verano, otoño-invierno); en caso de realizar comparaciones de variación del clima a través de distintos años, lustros y/o décadas para identificar variaciones climáticas deberán considerarse periodos estacionales tales como

primavera, verano, otoño e invierno, o bien, considerar periodos de interés específico, en donde se requieran realizar estudios sobre alguno de los procesos que intervienen en el ciclo hidrológico, como evaporación, precipitación, transpiración, infiltración, percolación, afloramiento, almacenamiento y escurrimiento. En cuanto a los datos de temperatura mínima ($T_{mín}$) y temperatura máxima ($T_{máx}$), el uso de ciclos o condiciones estacionales puede dar como resultado que las series de datos muestren comportamientos de homogeneidad, pues se estarían considerando periodos con semejantes comportamientos de periodos de bajas y/o altas temperaturas.

Aunque las pruebas que se desarrollaron aquí para realizar la verificación de homogeneidad de las series climáticas del estado de

Veracruz y estados vecinos han sido empleadas para el mismo fin en México, una aportación importante del presente trabajo es la consideración de un proceso de validación espacial, el cual consistió en verificar registros de clima de cada estación con los de estaciones vecinas, siempre y cuando compartieran su ubicación con la misma unidad climática, proceso que es recomendable realizar previo a la aplicación de las pruebas de homogeneidad. Es importante señalar que después de realizar las pruebas de homogeneidad, se debe considerar un proceso de homogeneización de bases de datos, en especial a las estaciones que cuentan con datos medianamente confiables y no confiables, cuyo proceso no fue abordado en este trabajo y que será desarrollado en el futuro, junto con la identificación de una prueba de las abordadas en el presente trabajo, a fin de identificar la de mayor potencia y robustez para el caso de información de clima en nuestro país.

En este trabajo se muestra cómo una propuesta que puede ser considerada en la validación de datos climáticos no descarta la posibilidad de que sea complementaria o mejorada, incluso corregida, pues continuamente se cuenta con mayores conocimientos y recursos computacionales, que permiten el manejo de grandes volúmenes de datos y harán de la información climática una base sólida y confiable para desarrollar trabajos de investigación con resultados e inferencias de mayor certidumbre.

Agradecimientos

Al licenciado en Sistemas Computacionales Administrativos, Moisés Fernando Cortina Cardeña, por su apoyo en el desarrollo de las rutinas de programación para realizar la validación espacial de información climática. A la licenciada en Estadística, Columba Falfán Castillo, por el apoyo en el análisis de homogeneidad a las series de datos climáticos.

Referencias

- Ahmad, N. H., & Deni, S. M. (2013). Homogeneity test on daily rainfall series for Malaysia. *Matematika*, 29, 141-150.
- Alexandersson, H. (1986). A homogeneity test applied to precipitation data. *Journal of Climate*, 6, 661-675.
- Alexandersson, H., & Moeberg, A. (1997). Homogenization of Swedish temperature data. Part I: Homogeneity test for linear trends. *International Journal of Climatology*, 17, 25-34.
- Buishand, T. A. (1982). Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *Journal of Hydrology*, 58, 11-27.
- Cao, L. J., & Yan, Z. W. (2012). Progress in research on homogenization of climate data. *Advances in Climate Change Research*, 3, 59-67.
- Conagua-SMN (2014). *Estaciones climatológicas en Google Earth*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42:normales-climatologicas-por-estacion&catid=16:general&Itemid=75.
- Costa, A. C., & Soares, A. (2006). Identification in inhomogeneities in precipitation time series using SUR models and the Ellipse test (pp. 419-428). In: *Proceedings of Accuracy 2006*. Caetano, M., & Painho, M. (eds.). 7th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences. Instituto Geográfico Português. Lisbon.
- Cruz, D. A. (2013). *Adaptación al cambio climático en el área protegida Sierra Gorda, Guanajuato*. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dhorde, A. G., & Zarenistanak, M. (2013). Three-way approach to test data homogeneity: An analysis of temperature and precipitation series over Southwestern Islamic Republic of Iran. *Indian Geophysical Union*, 17, 233-242.
- Estévez, J., & Gavilán, P. (2008). *Procedimientos de validación de datos de estaciones meteorológicas automáticas. Aplicación a la red de información agroclimática de Andalucía. Plataforma de asesoramiento y transferencia del conocimiento agrario y pesquero de Andalucía* (pp. 1-12). Murcia: Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario.
- García, E. (2013). *Análisis de la distribución de gastos máximos anuales* (197 pp.). Tesis de Maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, Ingeniería Civil-Hidráulica. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Guentchev, G., Barsugli, J. J., & Eischeid, J. (2010). Homogeneity of gridded precipitation datasets for the Colorado River basin. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49, 2404-2415.
- INEGI (2014). *Información vectorial de unidades climáticas, escala 1:1 000 000*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Longobardi, A., & Villani, P. (2009). Trend analysis of annual and seasonal rainfall time series in the Mediterranean area. *International Journal of Climatology*, 30, 1538-1546.
- López, Y., Sánchez, G., & Vargas, R. (2013). *Caracterización climatológica de la cuenca baja del río bravo en Tamaulipas* (12 pp.). 3er Congreso Nacional de Investigación en Cambio Climático, Tampico, Tamaulipas, México. Recuperado

- de <http://cambioclimatico-tamaulipas.org/home/principal.php?page=congresos>.
- Naulier, M., Savard, M. M., Bégin, C., Genanaretti, F., Arseneault, D., Marion, J., Nicault, A., & Bégin, Y. (2015). A millennial summer temperature reconstruction for northeastern Canada using oxygen isotopes in subfossil trees. *Climate of the Past*, 11, 521-553.
- Pérez, S., Sierra, E., López, E., Nizzero, G., Momo, F., & Massobrio, M. (2011). Abrupt changes in rainfall in the Eastern area of La Pampa Province, Argentina. *Theoretical and Applied Climatology*, 103, 159-165.
- Pettitt, A. N. (1979). A nonparametric approach to the change point detection. *Applied Statistics*, 28, 126-135.
- Ramírez, M. E., & López, Q. (1993). *Métodos estadísticos no paramétricos*. Texcoco, Estado de México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Schonwiese, C. D., & Rapp, J. (1997). Climate trend atlas of Europe based on observation 1891-1990. *International Journal Climatology*, 18, 580-598.
- Steel, R. G., & Torrie, J. H. (1985). *Bioestadística: principios y procedimientos*. Bogotá: McGraw-Hill Interamericana.
- Stepánek, P., Zahradnické, P., & Farda, A. (2013). Experiences with data quality control and homogenization of daily records of various meteorological elements in the Czech Republic in the period 1961-2010. *Időjárás - Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service*, 117, 123-141.
- Tuomenvirta, H. (2001). Homogeneity adjustments of temperature and precipitation series-Finnish and Nordic data. *International Journal of Climatology*, 21, 495-506.
- UNE 500540 (2004). *Redes de estaciones meteorológicas automáticas: directrices para la validación de registros meteorológicos procedentes de redes de estaciones automáticas. Validación en tiempo real*. Madrid: AENOR.
- Wijngaard, J. B., Klein, M., & Konnen, G. P. (2003). Homogeneity of 20th century European daily temperature and precipitation series. *International Journal Climatology*, 23, 679-692.
- Dra. Guadalupe Rebeca Granados-Ramírez*
- Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Geografía
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria,
Delegación Coyoacán
04510 Ciudad de México, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 5623 0222, ext. 45477
rebeca@igg.unam.mx
- Dr. Ignacio Sánchez-Cohen*
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias/Centro Nacional de Investigación
Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera
Canal Sacramento km. 6.5, Zona Industrial 4a Etapa
35140 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 3871 8700, ext. 80515
sanchez.ignacio@inifap.gob.mx
- Dr. Gabriel Díaz-Padilla*
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas
y Pecuarias
Campo Experimental Cotaxtla
Km. 3.5 Carretera Xalapa-Veracruz, Colonia Ánimas
91190 Xalapa, Veracruz, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 3871 8700, ext. 87841
diaz.gabriel@inifap.gob.mx
- M.C. Finlandia Barbosa-Moreno*
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas
y Pecuarias
Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca
Melchor Ocampo 7, Santo Domingo Barrio Bajo
68200 Villa de Etla, Oaxaca, MÉXICO
Tel.: +52 (55) 3871 8700, ext. 86208
barbosa.finlandia@inifap.gob.mx

Dirección institucional de los autores

M.G. Rafael Alberto Guajardo-Panes

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas
y Pecuarias
Campo Experimental Cotaxtla
Km. 3.5 carretera Xalapa-Veracruz, Colonia Ánimas
91190 Xalapa, Veracruz, México
Tel.: +52 (55) 3871 8700, ext. 87840
guajardo.rafael@inifap.gob.mx



Captación del manantial Pérez en la zona de mayor elevación del acuífero Barva, San José de la Montaña, Heredia, Costa Rica.

Foto: Alicia Fonseca Sánchez.

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.



Vista de la parte media de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México.

Foto: Madaí Sánchez Galindo.

GUÍA PARA COLABORADORES

TIPO DE COLABORACIONES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* publica trabajos que brinden aportaciones originales científicas y tecnológicas sobre el recurso agua y su entorno.

Las colaboraciones deben ser artículos o notas **inéditas**.

Artículo: 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; 30 cuartillas máximo.

Nota: 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; 15 cuartillas máximo.

Campos temáticos:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Gestión del agua.
- Hidrología
- Hidráulica.

IDIOMAS

Los textos pueden remitirse en español o inglés.

Al momento de ser aceptado el trabajo para su publicación, los autores deberán enviar la versión final en los dos idiomas: español e inglés.

Si requieren apoyo para la traducción y no cuentan con los datos de algún experto, pueden remitirse a las siguientes ligas o contactar con los traductores que se enlistan a continuación:

- Rev (<https://www.rev.com/>).
- Deciphra (<http://deciphra.net/traduccion-traductores-mexico/>).
- Elan (http://www.elan.com.mx/traductores_interpretes/).
- Traducciones Oficiales (<http://www.traduccionoficiales.com.mx/tarifas.html>).

Nota: la calidad de la traducción que lleven a cabo los traductores que se enlistan no es responsabilidad de la revista *Tecnología y Ciencias del Agua*.

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 (remitirse a la platilla para preparar manuscritos):

Interlineado: doble espacio.

Numeración de páginas: todas las páginas deben ir numeradas.

Extensión

- Artículo: treinta cuartillas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.
- Nota: quince cuartillas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Cuartilla: se considera que una cuartilla contiene 235 palabras.

Contenido

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, 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.

Figuras y cuadros

Figuras y cuadros dentro del texto, donde deben aparecer.

Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

Todos los nombres de las figuras deberán ser incluidos después de los cuadros.

Deberán tener alta resolución.

Nota: esas mismas figuras remitirlas individualmente en archivos independientes (formatos TIF, JPG o EPS) en alta resolución (300 ppp); los cuadros no deben ser imágenes, sino texto editable.

8 puntos (palatino)	9 puntos (palatino)	10 puntos (palatino)	20 puntos versales (palatino)
Cuadros Figuras Resumen <i>Abstract</i> Agradecimientos Referencias Dirección institucional de los autores	Nombre de los autores Institución de los autores	Cuerpo del texto Título del trabajo en inglés	Título del trabajo en español

Referencias

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>

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada (pp. xxx-xxx). En: *Título del libro*. Apellido, A., Apellido, B., & Apellido, C. (eds.). Ciudad de edición: Editorial.

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada (pp. xxx-xxx). En: *Título del libro*. Apellido, A., Apellido, B., & Apellido, C. (eds.). Ciudad de edición: Editorial. 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>

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. *Título de la publicación, volumen*(número), pp.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. *Título de la publicación, volumen*(número), pp, 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.

Separación de números y uso de punto decimal

Se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; 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...: $\pi = 3.1416$.”.

CARTA DE ORIGINALIDAD

Es **indispensable** remitir, junto con el artículo o nota, la **Carta de originalidad** firmada por el autor que envía el trabajo (autor de correspondencia).

- Descargue aquí el formato en Word de la carta:

[“Carta de originalidad”](#)

ENVÍO

Remita lo siguiente:

- Artículo o nota en Word.
- Carta de originalidad.

Dirección para ingresar a OJS y hacer el envío de los trabajos: <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/login>

Correo electrónico para dudas o comentarios: tyca.ojs@gmail.com