



Tecnología y Ciencias del Agua



Consejo Editorial

Editor en Jefe

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

Editor en Agua y Energía

Dr. Humberto Marengo Mogollón
Comisión Federal de Electricidad

Editora en Calidad del Agua

Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros
Organización de las Naciones Unidas para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Enrique Palacios Vélez
Colegio de Postgraduados, México

Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Dra. Jacinta Palerm Viqueira
Colegio de Postgraduados, México

Editor en Gestión del Agua

Dr. Carlos Fernández-Jáuregui
Water Assessment and Advisory-Global Network
(WASA-GN)

Editor en Hidráulica

Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Comisión Nacional del Agua

Editor en Hidrología

Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

Editor en Innovación Científica y Tecnológica

Dr. Polioptró F. Martínez Austria
Universidad de las Américas, Puebla

Secretario Técnico

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

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

• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Centro del Agua para América Latina y el Caribe, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dr. Álvaro A. Aldama Rodríguez**, consultor independiente • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Arturo Marcano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos Puente**, Universidad de California en Davis, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vítorio Andreoli**, Andreoli Engenheiros Associados, Brasil • **Dr. Daene McKinney**, Universidad de Texas en Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social • **Dr. Eduardo Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica de Chile • **Dr. Enrique Cabrera Marçet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Fedro Zazueta**, Universidad de Florida, Estados Unidos • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Gerardo Buelna**, Dirección de Medio Ambiente y Centro de Investigación Industrial de Quebec, Canadá • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor internacional • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dr. Jaime Collado**, Comité Nacional Mexicano para la Comisión Internacional de Irrigación y Drenaje • **Dr. Jaime Iván Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de Las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, Universidad de Colorado, Estados Unidos • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa**, Laboratorio Nacional de Hidráulica, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidade Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León**, Waterloo University, Canadá • **Dr. Luis Texeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Ing. Manuel Contijoch Escontria**, Banco Mundial • **Dr. Marcos Von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **Dra. María Rafaela de Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **Dr. Michel Rosengaus Moshinsky**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Centro UNESCO del País Vasco • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Rafael Val Segura**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua de Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

©TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA, vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tlaloc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 30 de junio de 2014.

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

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

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



[Para suscripciones, dé clic aquí](#)



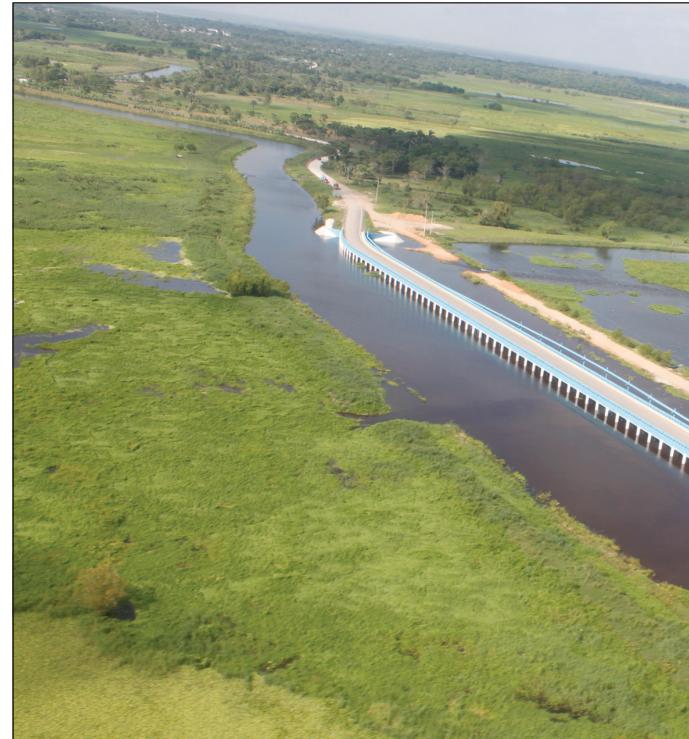
[Para comentarios a la Coordinación Editorial, dé clic aquí](#)

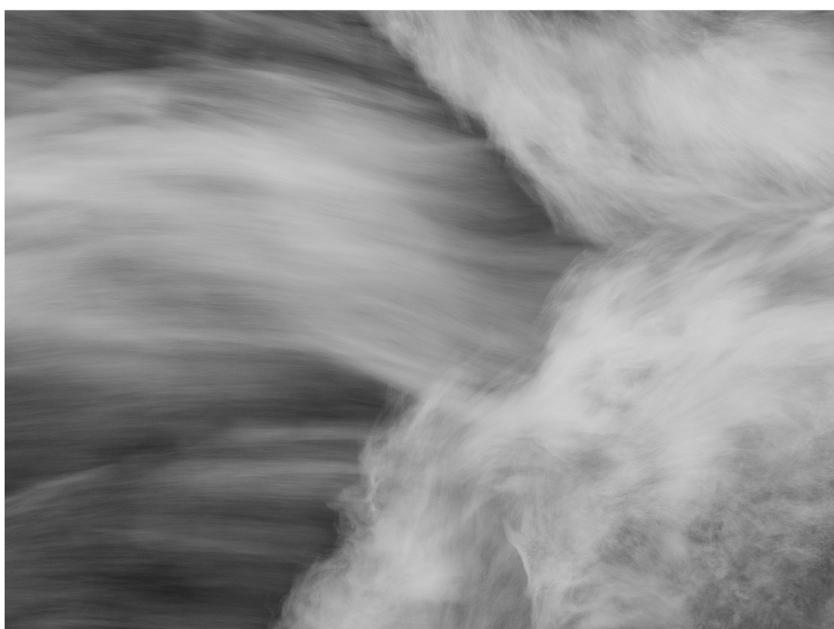
Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014

Portada: estructura vertedora Buenavista en el municipio del Centro en Tabasco. A lo largo de su historia, la planicie tabasqueña ha padecido grandes inundaciones. La población inicialmente ocupó las zonas altas menos susceptibles a inundarse, pero el crecimiento poblacional, la falta de ordenamiento territorial, la deforestación de la parte alta de las cuencas y un falso concepto de seguridad asociado con la construcción de las grandes presas en el río Grijalva ha vuelto muy vulnerable a las poblaciones y zonas productivas de Tabasco. En el artículo “Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010” (pp. 5-32) de Felipe I. Arreguín Cortés *et al.*, se analizan los factores que influyen en las inundaciones de la planicie tabasqueña, tales como la ausencia de ordenamiento territorial adecuado, la deforestación de la parte alta de las cuencas, un falso concepto de disminución del régimen hidrológico asociado con la construcción de las grandes presas en el río Grijalva y el cambio climático. También se hace una revisión de las precipitaciones, escurrimientos, manejo de las presas de la cuenca del río Grijalva e inundaciones; se presentan las acciones que se han tomado para reducir los riesgos de inundación a la población durante 1995-2010, incluyendo el Programa Integral de Control de Inundaciones y el Programa Hídrico Integral de Tabasco, señalando la diferencia conceptual entre ellos.

Foto proporcionada por Horacio Rubio Gutiérrez.





jorge izurieta

Secuencia de cambio de las condiciones de flujo en un canal.

Foto: Jorge Izurieta.

 **Contenido****Artículos técnicos**

[Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010](#)

Felipe I. Arreguín-Cortés

Horacio Rubio-Gutiérrez

Ramón Domínguez-Mora

Faustino de Luna-Cruz

[Determinación de caudales ambientales en la cuenca del río Yuna, República Dominicana](#)

Quyen Melina Bautista-de-los-Santos

[Electrocoagulation to Remove Silica from Cooling Towers Water](#)

Iván Emmanuel Villegas-Mendoza

Alejandra Martín-Domínguez

Sara Pérez-Castrejón

Silvia Lucila Gelover-Santiago

[Uso industrial del agua en Mendoza, Argentina: coeficientes para la industria alimenticia](#)

Alicia Elena Duek

Graciela Elena Fasicllo

[Caracterización de los flujos de agua subterránea a partir de su salinidad](#)

Juan R. Fagundo-Castillo

Margarita M. Alconada-Magliano

J. Joel Carrillo-Rivera

Patricia González-Hernández

[Predicción de lecturas de aforos de filtraciones de presas bóveda mediante redes neuronales artificiales](#)

David Santillán

Jesús Fraile-Ardanuy

Miguel Ángel Toledo

[Partición de la evapotranspiración usando isótopos estables en estudios ecohidrológicos](#)

Tonantzin Tarin

Enrico A. Yépez

Jaime Garatuza-Payán

Christopher J. Watts

Julio C. Rodríguez

Enrique R. Vivoni

Luis A. Méndez-Barroso

[Remoción de sólidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolímeros](#)

Dulce María Arias-Lizárraga

Evaristo Méndez-Gómez

 **Contents****Technical articles**

[Analysis of Floods in the Tabasco Plains from 1995-2010](#)

5

Felipe I. Arreguín-Cortés

Horacio Rubio-Gutiérrez

Ramón Domínguez-Mora

Faustino de Luna-Cruz

[Determination of Environmental Flows in the Yuna River Basin, Dominican Republic](#)

33

Quyen Melina Bautista-de-los-Santos

[Electrocoagulación para remover sílice en agua de torres de enfriamiento](#)

41

Iván Emmanuel Villegas-Mendoza

Alejandra Martín-Domínguez

Sara Pérez-Castrejón

Silvia Lucila Gelover-Santiago

[Industrial Water Use in Mendoza, Argentina: Coefficients for the Food Industry](#)

51

Alicia Elena Duek

Graciela Elena Fasicllo

[Characterization of Groundwater Flows According to Salinity](#)

63

Juan R. Fagundo-Castillo

Margarita M. Alconada-Magliano

J. Joel Carrillo-Rivera

Patricia González-Hernández

[Prediction of Gauge Readings of Filtration in Arch Dams Using Artificial Neural Networks](#)

81

David Santillán

Jesús Fraile-Ardanuy

Miguel Ángel Toledo

[Evapotranspiration Partitioning with Stable Isotopes for Ecohydrological Studies](#)

97

Tonantzin Tarin

Enrico A. Yépez

Jaime Garatuza-Payán

Christopher J. Watts

Julio C. Rodríguez

Enrique R. Vivoni

Luis A. Méndez-Barroso

[Removal of Solids from Wastewater from the Fishmeal Industry](#)

115

Dulce María Arias-Lizárraga

Evaristo Méndez-Gómez

Caracterización geométrica y cinemática de un chorro pulverizado empleando la técnica óptica PTV
Humberto Salinas-Tapia
Cruz Octavio Robles-Rovelo
Dagoberto Chávez-Carlos
Carlos Francisco Bautista-Capetillo

Notas técnicas

Efectos del huracán *Wilma* al acuífero de la península de Yucatán, México
Eduardo Graniel-Castro
Jazmín Yam-Caamal

Assessment of Obtaining IDF Curve Methods for Mexico
Francisco Manzano-Agugliaro
Antonio Zapata-Sierra
Juan Francisco Rubí-Maldonado
Quetzalcoatl Hernández-Escobedo

Estimación de las magnitudes asociadas con el rompimiento de presas de tierra o enrocamiento a través del método estadístico
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión
Guía para colaboradores

Geometric and Kinematic Characterization of a Spray Using the PTV Optical Technique 125
Humberto Salinas-Tapia
Cruz Octavio Robles-Rovelo
Dagoberto Chávez-Carlos
Carlos Francisco Bautista-Capetillo

Technical notes

Effects of Hurricane Wilma on the Aquifer in the Yucatan Peninsula, Mexico 141
Eduardo Graniel-Castro
Jazmín Yam-Caamal

Evaluación de métodos de obtención de curvas IDF para México 149
Francisco Manzano-Agugliaro
Antonio Zapata-Sierra
Juan Francisco Rubí-Maldonado
Quetzalcoatl Hernández-Escobedo

Estimate of the Magnitudes of Ruptures of Earth or Rockfill Dams Using a Statistical Method 159
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discussion 173
Contributor's guide 175

ANÁLISIS DE LAS INUNDACIONES EN LA PLANICIE TABASQUEÑA EN EL PERÍODO 1995-2010

• Felipe I. Arreguín-Cortés* • Horacio Rubio-Gutiérrez •
Comisión Nacional del Agua, México

*Autor de correspondencia

• Ramón Domínguez-Mora • Faustino de Luna-Cruz •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

ARREGUÍN-CORTÉS, F.I., RUBIO-GUTIÉRREZ, H., DOMÍNGUEZ-MORA, R. & DE LUNA-CRUZ, F. Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 5-32.

Se analizan los factores que influyen en las inundaciones de la planicie tabasqueña, como la ausencia de ordenamiento territorial adecuado, la deforestación de la parte alta de las cuencas, un falso concepto de disminución del régimen hidrológico asociado con la construcción de las grandes presas en el río Grijalva y el cambio climático. Para el periodo 1995-2010 se hace una revisión de las precipitaciones, escurrimientos, manejo de las presas de la cuenca del río Grijalva e inundaciones; se presentan las acciones que se han tomado para reducir los riesgos de inundación a la población durante ese periodo, incluyendo el Programa Integral de Control de Inundaciones y el Programa Hídrico Integral de Tabasco, señalando la diferencia conceptual entre ellos. El objeto del presente artículo es describir la evolución de las aproximaciones de solución al problema de reducción de desastres por inundación en la planicie Tabasqueña, la gestión de embalses y una propuesta de gestión del territorio basado en la aplicación de un modelo numérico hidráulico bidimensional y un nomograma de resistencia al vuelco.

Palabras clave: Grijalva-Usumacinta, manejo de crecientes, inundaciones, acciones estructurales y no estructurales, mitigación del riesgo.

Abstract

ARREGUÍN-CORTÉS, F.I., RUBIO-GUTIÉRREZ, H., DOMÍNGUEZ-MORA, R. & DE LUNA-CRUZ, F. *Analysis of Floods in the Tabasco Plains from 1995-2010*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 5-32.

The factors that influence floods in the plains of Tabasco are analyzed, including the lack of adequate land planning, deforestation of the upper basins, and a mistaken idea about decreases in the hydrological regime associated with the construction of large dams in the Grijalva River and climate change. A review of precipitation, runoff, management of dams in the Grijalva River basin and floods was conducted for the period 1995 – 2010. The actions taken to reduce flood risks for the population during that period are presented, including the Comprehensive Flood Control Program and the Tabasco Comprehensive Water Program. The conceptual differences between these are indicated. The objective of the present article is to describe the evolution of approaches to reduce flood disasters in the Tabasco plains, the management of reservoirs and a proposal for land management based on the application of a two-dimensional numerical hydraulic model and a nomogram for prevention of rollovers.

Keywords: Grijalva-Usumacinta, flood management, floods, structural and non-structural actions, risk mitigation.

Introducción

De manera histórica, la planicie tabasqueña ha padecido grandes inundaciones, en el cuadro 1 se presenta una relación de las más importantes. La población inicialmente ocupó las zonas altas menos susceptibles a inundarse, pero el crecimiento poblacional, la falta de ordenamiento territorial, la deforestación de la

parte alta de las cuencas y un falso concepto de seguridad asociado con la construcción de las grandes presas en el río Grijalva, ha vuelto muy vulnerable a las poblaciones y zonas productivas de Tabasco.

La Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y el Centro Nacional para la Prevención de Desastres (Cenapred) estiman las pérdidas asociadas con las inundaciones

Cuadro 1. Principales inundaciones en la planicie tabasqueña. (Rivera-Trejo, 2011; Ortiz-Pérez *et al.*, 2005).

Año	Referencia a la inundación registrada en el estado de Tabasco
1782	Diluvio de Santa Rosa
1820	Diluvio grande
1868	Lluvias continuas
1879	800 casas inundadas
1886	Nivel: 13.71 msnm
1888	Ciclón inunda Villahermosa
1889	Casas inundadas (155), muertos y barcos desaparecidos
1909	2 953 damnificados
1912	Se desborda el río Grijalva
1936	Se desborda el río Grijalva
1944	Se desbordan ríos y lagunas
1955	Ciclón Janet
1969	Se desborda el río Grijalva
1973	Se desborda el río Grijalva
1980	Precipitaciones históricas

de los últimos cinco años en más de 57 000 millones de pesos (2007-2011) (CEPAL-CENAPRED-SEPLAN, 2012; las inversiones del Gobierno Federal han sido cuantiosas, la infraestructura construida ha aliviado el impacto de las inundaciones en la ciudad de Villahermosa; sin embargo, la falta de obras de control en los ríos La Sierra y Usumacinta, la particular morfología de la región, la invasión de los cauces (el vertedor de la presa Peñitas está diseñado para desalojar 18 700 metros cúbicos por segundo de agua y por el río pasan escasamente 1 100 m³/s sin causar daños), y la falta de políticas de ordenamiento territorial y reforestación, obligan a hacer planteamientos de fondo si se desea proteger a la población tabasqueña, pues además debe considerarse que el impacto del cambio climático sobre el territorio tabasqueño es ya manifiesto.

Marco físico

Fisiografía

La mayor parte del territorio de Tabasco se ubica dentro de la provincia fisiográfica "Llanura Costera del Golfo Sur" y una menor proporción en la denominada "Sierras de Chiapas y

Guatemala" (INEGI, 1986). La llanura costera está conformada por el relleno de cuencas marinas y lacustres, con aportes de materiales terrestres, transportados por corrientes superficiales, que han dado lugar a la formación del complejo deltaico formado por los ríos Mezcalapa-Grijalva-Usumacinta, y a la planicie fluviodeltaica del río Tonalá (ver figura 1). El complejo deltaico está sujeto a subsidencia debido a la consolidación de grandes cantidades de sedimentos que se compactan y propician un hundimiento generalizado de esta porción de la llanura costera.

Morfología de ríos

En drenaje de la cuenca se orienta hacia el norte y en el piemonte los ríos se desvían hacia el este de manera natural. La morfología de los cauces es meándrica en la planicie, donde los ríos dejan la geoforma de montaña para adoptar redes de ríos y planicies de inundación (ver figura 2).

Siendo una planicie fluviodeltaica en construcción, la orientación y dirección de los ríos cambia cuando la capacidad de transporte de sedimentos es superada por el arrastre sedimentario de la cuenca alta; estos fenómenos

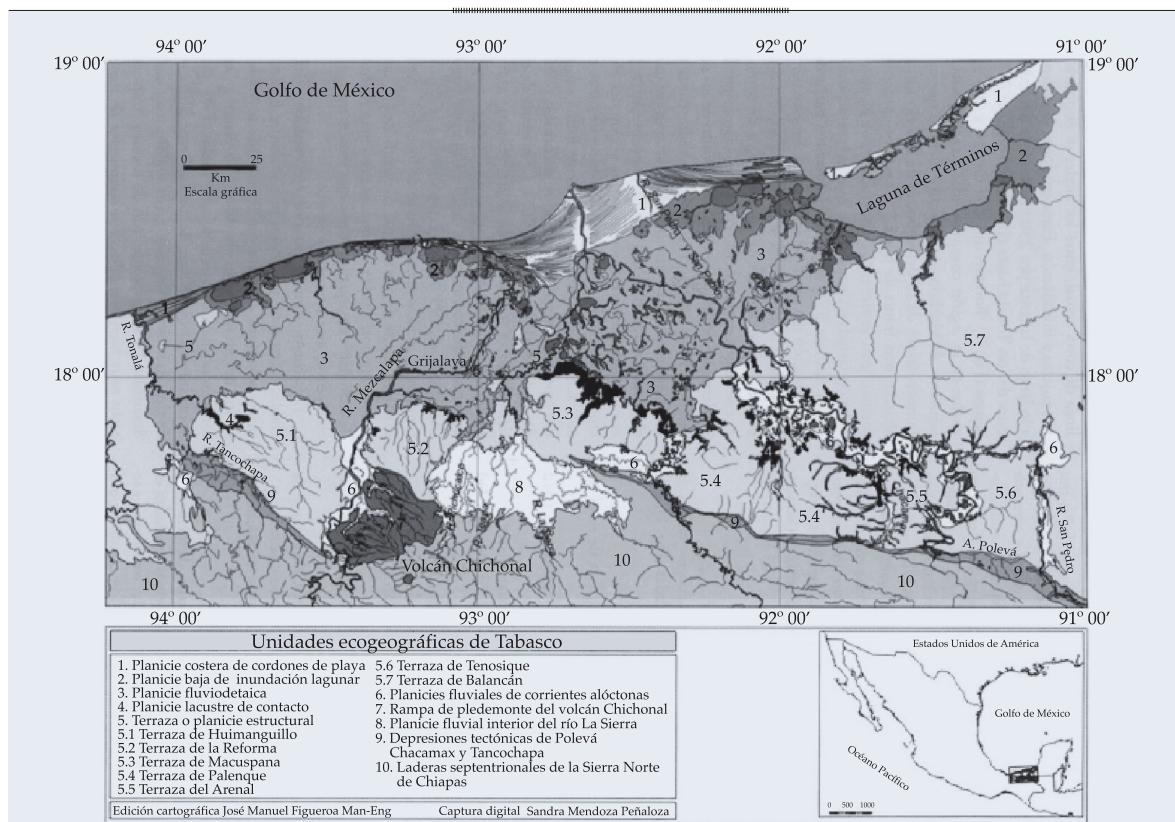


Figura 1. Unidades ecogeográficas de Tabasco.

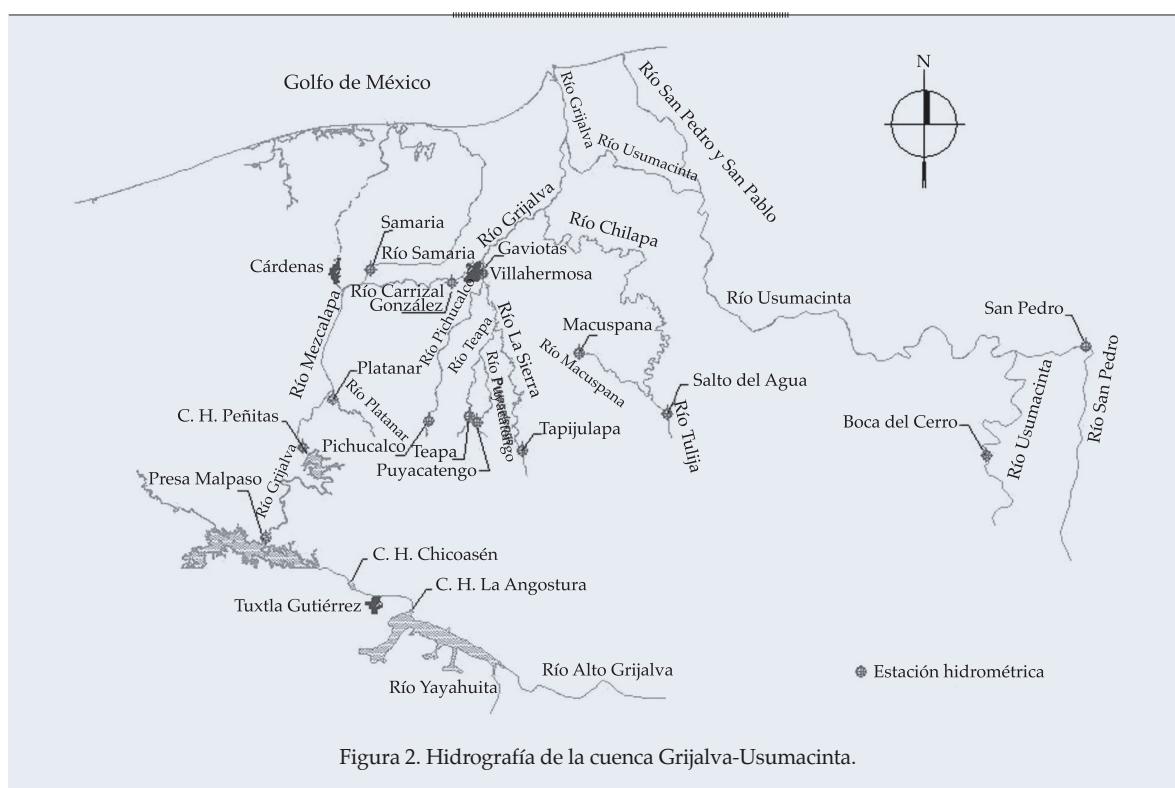


Figura 2. Hidrografía de la cuenca Grijalva-Usumacinta.

de divagación o avulsión son conocidos como “rompidos” en la región.

Climatología

El clima en el estado es de tipo cálido, con influencia marítima; la temperatura media anual es de 22 °C. Las lluvias se presentan casi todo el año, con una temporada de secas de marzo a abril.

El régimen de precipitación de la cuenca está dominado por tres fuentes: las ondas y ciclones tropicales provenientes del mar Caribe y del océano Atlántico; la zona intertropical de convergencia, que sube de latitud en el verano, afectando la cuenca alta del Grijalva, y los frentes fríos que propician condiciones de precipitaciones importantes en los meses de septiembre a febrero, en el norte de la cuenca (ver figura 3).

Es importante señalar que el régimen de lluvia tropical decae de manera importante en la cuenca alta del río Grijalva, en las regiones

de aportación de las presas Chicoasén y Angostura: que para el mes de septiembre, en la cuenca media, donde se ubican Malpaso y Peñitas, continúa un régimen intenso hasta los meses de octubre y noviembre.

Hidrología

El río Grijalva nace en Guatemala, en la sierra de Cuchumatanes; entra a México recorriendo la depresión central de Chiapas, donde sus aportaciones son reguladas a través de la presa Angostura; aguas abajo, el río bordea la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, capital del estado de Chiapas, y después arriba a la presa Chicoasén, la de mayor capacidad de generación eléctrica del país. Posteriormente, el Grijalva recibe las aportaciones por margen izquierda del río La Venta y por la derecha de los ríos Chicoasén y Yamonho, donde se ubica la presa Malpaso; después confluyen varias corrientes, que dan origen al río Mezcalapa, como se llama localmente al río Grijalva, que se bifurca en

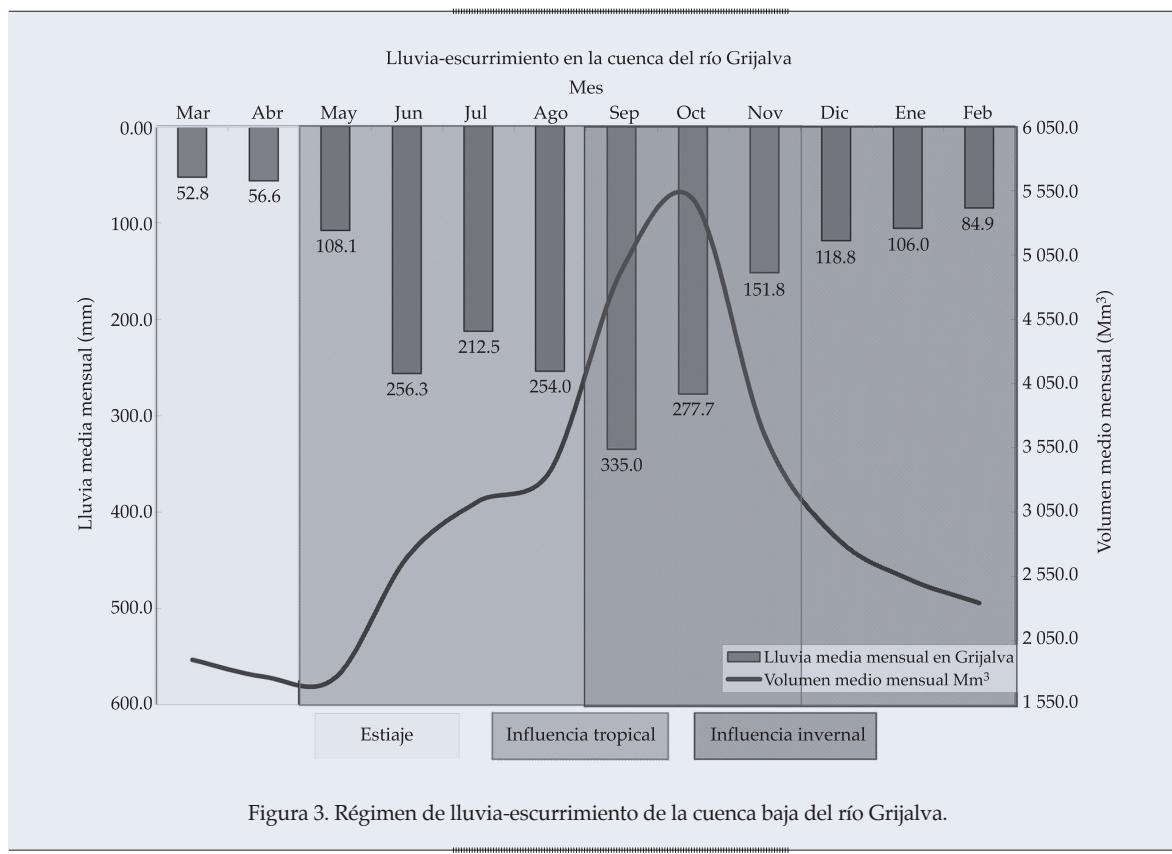


Figura 3. Régimen de lluvia-escurrimento de la cuenca baja del río Grijalva.

los ríos Samaria por su margen izquierda, el cual desemboca al Golfo de México en la Barra de Chiltepec, y el río Carrizal por su margen derecha, que cruza la ciudad de Villahermosa, capital del estado de Tabasco, donde recibe las aportaciones de los ríos de la sierra, que nacen en los Altos de Chiapas. Es en esta confluencia donde vuelve a tomar el nombre de río Grijalva, y después de cruzar la ciudad de Villahermosa confluye con el río Usumacinta, para desembocar al Golfo de México. Es importante remarcar que la periodicidad con que los ríos desbordan en la planicie baja es casi anual.

El volumen medio anual que escurre hacia la desembocadura del río Grijalva es de alrededor de 36 500 millones de m^3 anuales, si a este volumen se añade el del río Usumacinta, la cantidad de agua dulce que descarga al Golfo de México es de alrededor de 100 000 millones de metros cúbicos. Cabe mencionar que la infraestructura de control de avenidas que representan las presas del río Grijalva sólo pueden regular el 23% del escurrimiento medio anual de toda la cuenca.

Las crecientes en la región son de tipo estacional. De mayo a noviembre ocurren las provocadas por precipitación generada por sistemas tropicales; de julio a septiembre, las causadas por la zona intertropical de convergencia, y a partir de septiembre, el escurrimiento en la cuenca se origina por la incidencia de frentes fríos, que se extienden hasta la última semana de febrero. Los meses con mayor intensidad en precipitación y crecientes son los de septiembre y octubre, cuando estos tres sistemas se combinan.

Inundaciones históricas recientes

Con el fin de analizar las principales inundaciones ocurridas del año 1995 a 2010, se describe a continuación la precipitación acumulada en isoyetas, los limnigramas de las estaciones hidrométricas: El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro, y los funcionamientos de vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas, para el periodo del primero de junio al 31 de octubre en cada caso.

Año 1995

Esta temporada de lluvias fue caracterizada por la incidencia de los ciclones *Opal* y *Roxanne*, con una precipitación promedio acumulada de 1792 mm, en el periodo señalado anteriormente.

Durante dos periodos, el río Grijalva en la estación El Muelle (ver figura 2), para ubicar las estaciones hidrométricas, estuvo por arriba del NAMO: del 3 al 19 de septiembre y del 30 de dicho mes al 26 de octubre. El río Carrizal, en la estación González y el río Samaria, en la estación del mismo nombre, así como en el río Usumacinta en la estación Boca del Cerro, no sobrepasó su NAMO (ver figura 4).

Con relación al funcionamiento de las presas, puede notarse que los mayores ingresos se presentaron durante el mes de septiembre, con gastos máximos de 2 661, 1 083, y 2 493 m^3/s , en las presas Angostura, Chicoasén y Malpaso, respectivamente; y que solamente la presa Angostura operó arriba del NAMO a partir del 17 de septiembre. En ningún caso fue necesario operar los vertedores; la extracción máxima por Peñitas fue de 1 350 m^3/s (ver figura 5).

Año 1999

La precipitación media en la cuenca en el mismo periodo fue de 1 720 mm, con isoyetas concentradas en la cuenca propia de Peñitas del orden de 2 450 mm. El fenómeno se debió a la conjunción de las ondas tropicales 26 a la 30, la depresión tropical 11 y los frentes fríos 4 y 7, que provocaron tres crecientes en los ríos de la sierra, que no tienen control y se desbordaron en las inmediaciones de la ciudad de Villahermosa. Otro efecto relevante de este evento hidrológico es la ocurrencia de un cambio morfológico en la bifurcación del río Mezcalapa, en los ríos Samaria y Carrizal, enviando en este año, a diferencia de 1997, el 60% del caudal al río Carrizal, que atraviesa Villahermosa. Para restituir el porcentaje de repartición del caudal, se planteó la necesidad de construir una estructura de control en el sitio denominado Macayo.

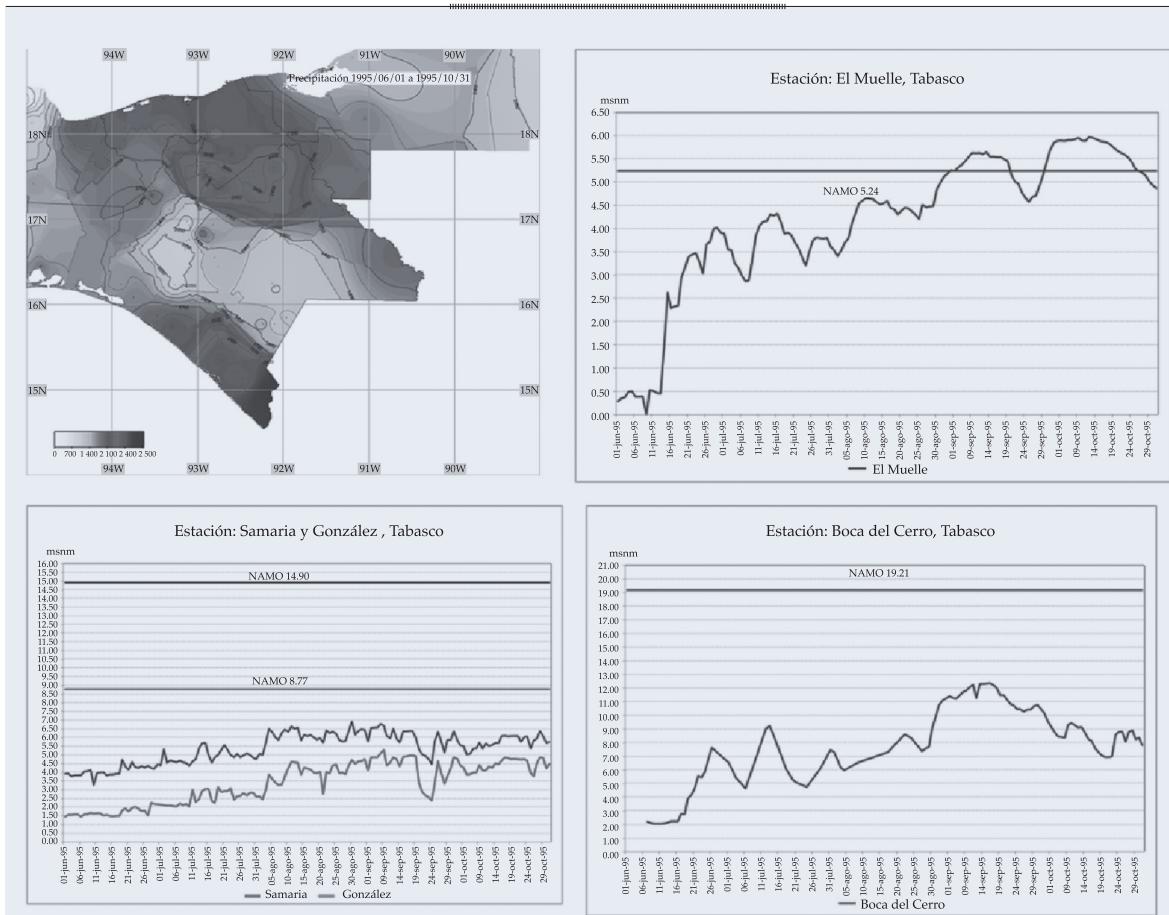


Figura 4. Limnigramas de las estaciones El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro en el año 1995.

Durante este evento en la ciudad de Villahermosa en la estación hidrométrica El Muelle, se superó el NAMO del río el 13 de septiembre y se sostuvo por arriba de esta marca hasta el 25 de noviembre; en las estaciones González, en el río Carrizal, y Samaria, en el río del mismo nombre, la superficie libre del agua estuvo por arriba de sus NAMOS del 6 al 31 de octubre. El río Usumacinta permaneció por arriba de este nivel del 14 de septiembre al 27 de octubre, y del 9 al 19 de noviembre (ver figura 6). La extensión de tiempo a la que el río Grijalva sostuvo niveles por arriba del NAMO, en comparación de la estación González en el río Carrizal, corrobora que esta inundación tuvo su mayor contribución por el sistema de los ríos de la sierra.

La presa Angostura mostró tendencias de almacenamiento ascendentes durante todo el periodo, el NAMO fue rebasado el 20 de septiembre, las aportaciones a la presa del 9 de septiembre al 24 de octubre se sostuvieron por encima de los $1\ 000\ m^3/s$, con un máximo diario de $3\ 036\ m^3/s$. Durante la regulación de las crecientes, Angostura registró el almacenamiento más alto, con 538.20 msnm el 25 de octubre de ese año.

El almacenamiento de la presa Malpaso durante el periodo de análisis se encontró por arriba de la curva guía del 23 al 29 de junio, del 2 al 30 de julio, del 12 de agosto al 7 de septiembre, y del 15 de septiembre al final del periodo; esta misma presa se mantuvo cerrada del 15 de septiembre al 2 de octubre.

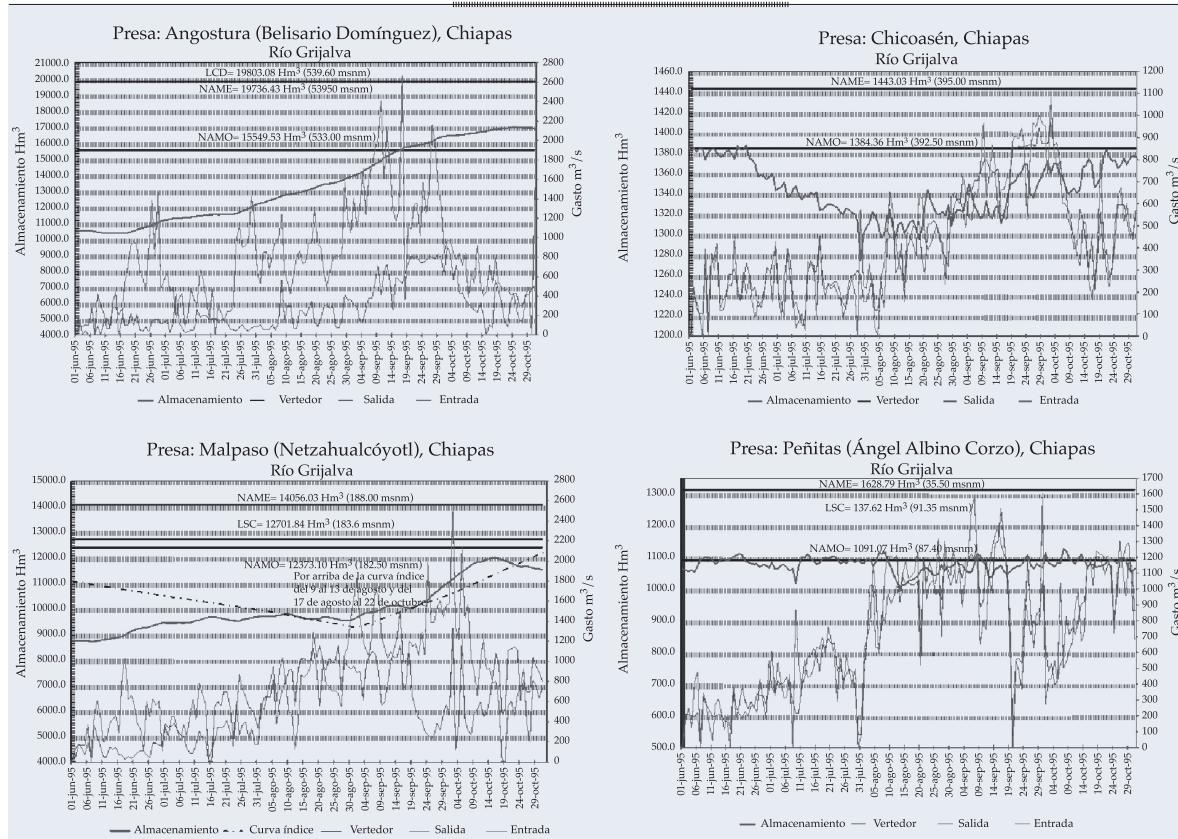


Figura 5. Funcionamiento de los vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas en el año 1995.

Después de la incidencia de las precipitaciones del frente frío número 4 y la depresión tropical 11, se reanudaron las extracciones a toda la capacidad de las turbinas. Al final del mes de octubre, con la imposibilidad de cerrar la presa Malpaso para aliviar el almacenamiento en Peñitas, se operó el vertedor con gastos de hasta 1 274 m³/s (ver figura 7).

Las inundaciones en Villahermosa motivaron la construcción de muros perimetrales en toda la ciudad y en las márgenes de los ríos urbanos en el año siguiente, así como la culminación del estudio de factibilidad técnica para la protección contra inundaciones de la cuenca baja del río Grijalva (Conagua, 2000), que más tarde evolucionaría en el Programa Integral de Control de Inundaciones (PICI). También esta inundación dio origen a la curva guía de almacenamiento que rige desde el año 2000 a la presa Angostura y a la integración del primer Comité Técnico de Operación de Obras Hidráulicas Regional (CTOOH-R) de México.

Año 2007

Este fue un año de un enfriamiento abrupto e intenso del océano Pacífico, lo cual ocasionó un evento de la fase fría de la Oscilación del Sur El Niño (ENSO, por sus siglas en inglés). La temporada de lluvias se adelantó con el impacto del ciclón tropical *Bárbara* en el alto Grijalva el 2 de junio; el régimen de precipitación prosiguió intenso hasta completar al mes de octubre una lámina acumulada en la cuenca de 1 423 mm, con núcleos concentrados en la cuenca propia de Peñitas del orden de 2 500 mm. Este evento fue producido por la incidencia de los frentes Fríos 4 y 7, reforzado cuatro días después por el ciclón tropical *Noel*, que provocó que en la cuenca de Peñitas casi se acumularan mil milímetros de lluvia en menos de 72 horas.

El río Grijalva, en la estación El Muelle, estuvo por arriba de su NAMO del 24 de octubre al 13 de noviembre; en la semana del 29 de octubre al 3 de noviembre, la corona del

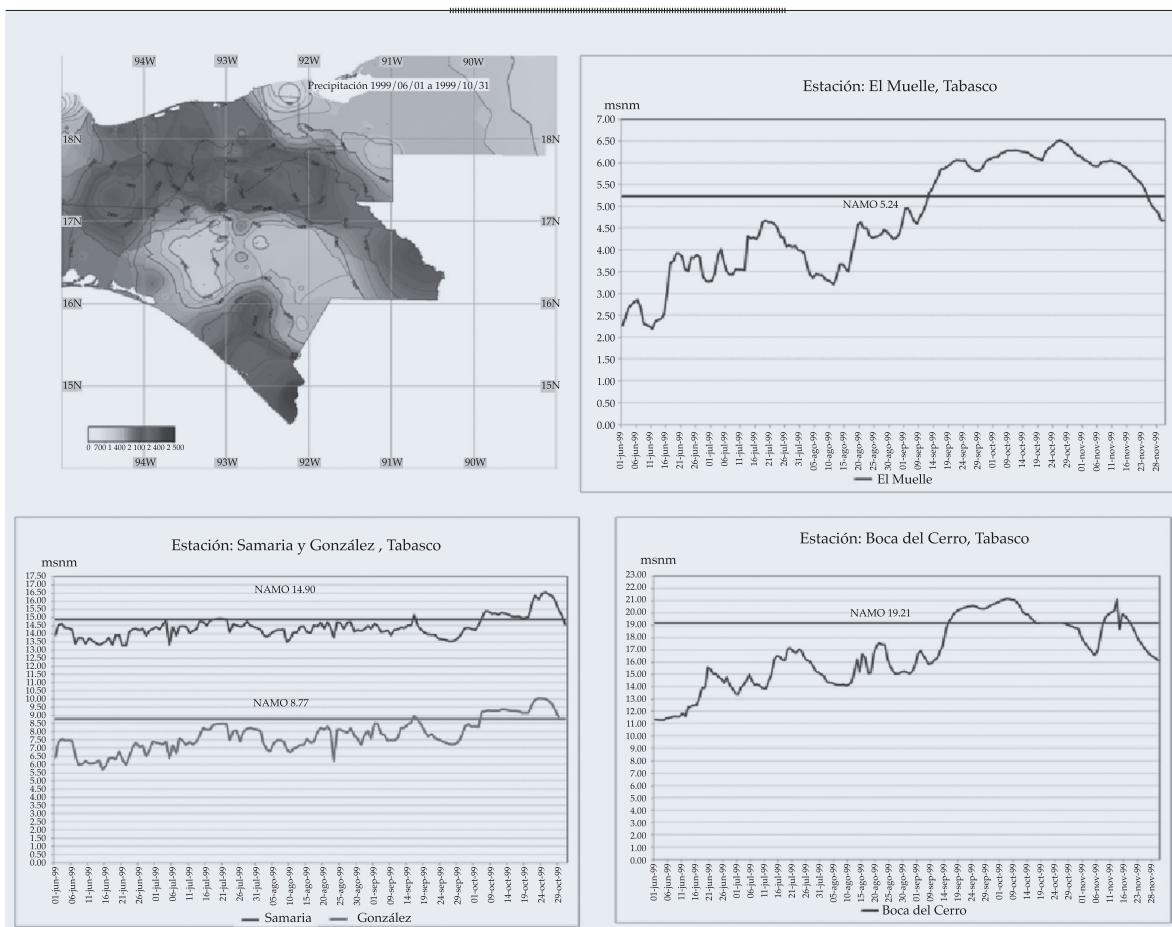


Figura 6. Limnigramas de las estaciones El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro en el año 1999.

bordo fue superada por el agua. En los ríos Samaria y González se superaron los NAMOS del 29 de octubre al 3 de noviembre; el río Usumacinta, aunque sí registró creciente, no superó los límites de su NAMO (ver figura 8).

Los ingresos a las presas Angostura y Malpaso durante agosto y septiembre promediaron gastos alrededor de 680 y 540 m^3/s , respectivamente. Fue hasta el mes de octubre que el régimen se incrementó considerablemente hasta valores promedio de 840 y 1 122 m^3/s , con máximos diarios de 2 932 y 3 652 m^3/s .

Al inicio de septiembre, el almacenamiento de Angostura se ubicaba en la cota 526.54 msnm, 0.54 m arriba de la curva índice, en contraste con Malpaso, que conservaba un almacenamiento a la cota de 167.33 msnm, 3.17 metros

por debajo de la curva índice. Las aportaciones a los vasos de Angostura se clasificaron como un mes medio con 2 178.63 Hm^3 y Malpaso como un mes seco alto con 581.99 Hm^3 .

Para el primero de octubre, Angostura estaba en el nivel de 529.33 msnm, 0.67 metros por debajo del almacenamiento dictado como seguro, conforme a la curva índice, y Malpaso se encontraba en la elevación de 172.4 msnm, 3.78 metros por debajo de la curva índice.

Para el momento del manejo de las crecientes ocasionadas por los frentes fríos 2 y 4, así como el reforzamiento de este último por la masa de aire polar y su interacción con el ciclón tropical *Noel*, el espacio creado en las presas fue suficiente para que Malpaso cerrara su extracción el día 23 de octubre y Angostura el 29 del mismo mes, condición

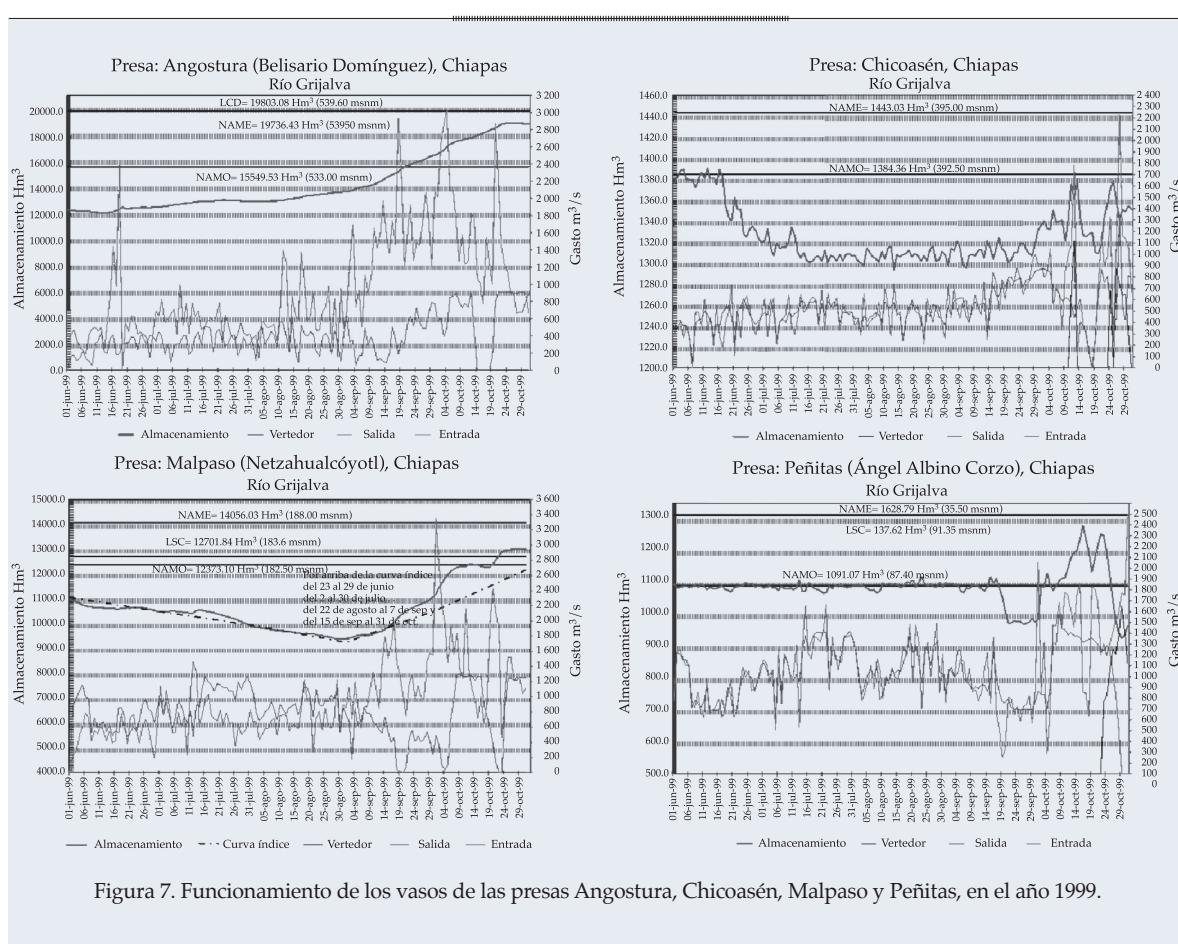


Figura 7. Funcionamiento de los vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas, en el año 1999.

que se prolongó hasta el 18 de diciembre, con lo cual la contribución del alto Grijalva en las inundaciones en Tabasco fue nula.

La creciente que se produjo en el vaso de Peñitas, aun teniendo la presa Malpaso cerrada, obligó a incrementar, el 29 de ese mes, la extracción de 550 m³/s, a un máximo de 2 000 m³/s durante los siguientes días (Senado de la República, Comisión de Asuntos Hidráulicos, 2008), hasta que el 4 de noviembre ocurrió un deslizamiento de tierra que obstruyó el vaso de la presa Peñitas (ver figura 9). Los niveles de los ríos por arriba de sus NAMOS, en la estación El Muelle, fueron superiores a los de la estación González, debido a que los ríos de la sierra no cuentan con alguna infraestructura de control aguas arriba de esta estación.

Dos tercios de la ciudad de Villahermosa estuvieron inundados durante casi 40 días y, junto con el fenómeno del deslizamiento citado

anteriormente, constituye uno de los desastres provocado por fenómenos naturales de mayor magnitud en la historia de México. En abril de 2008 se replanteó el esquema de manejo de inundaciones del PICI, para lo que sería el futuro Programa Hídrico Integral de Tabasco (PHIT).

Año 2008

La mayor precipitación se concentró en la cuenca tributaria del río Usumacinta. La cuenca del Grijalva registró una precipitación acumulada de 1 510 mm, esto significó un volumen superior al del año anterior. El nivel en la estación El Muelle superó el NAMO del 23 de septiembre al 29 de octubre; los bordos construidos en el año 2000 no alcanzaron su NAMO, aunque se previó la colocación de costalera para esa temporada de lluvias.

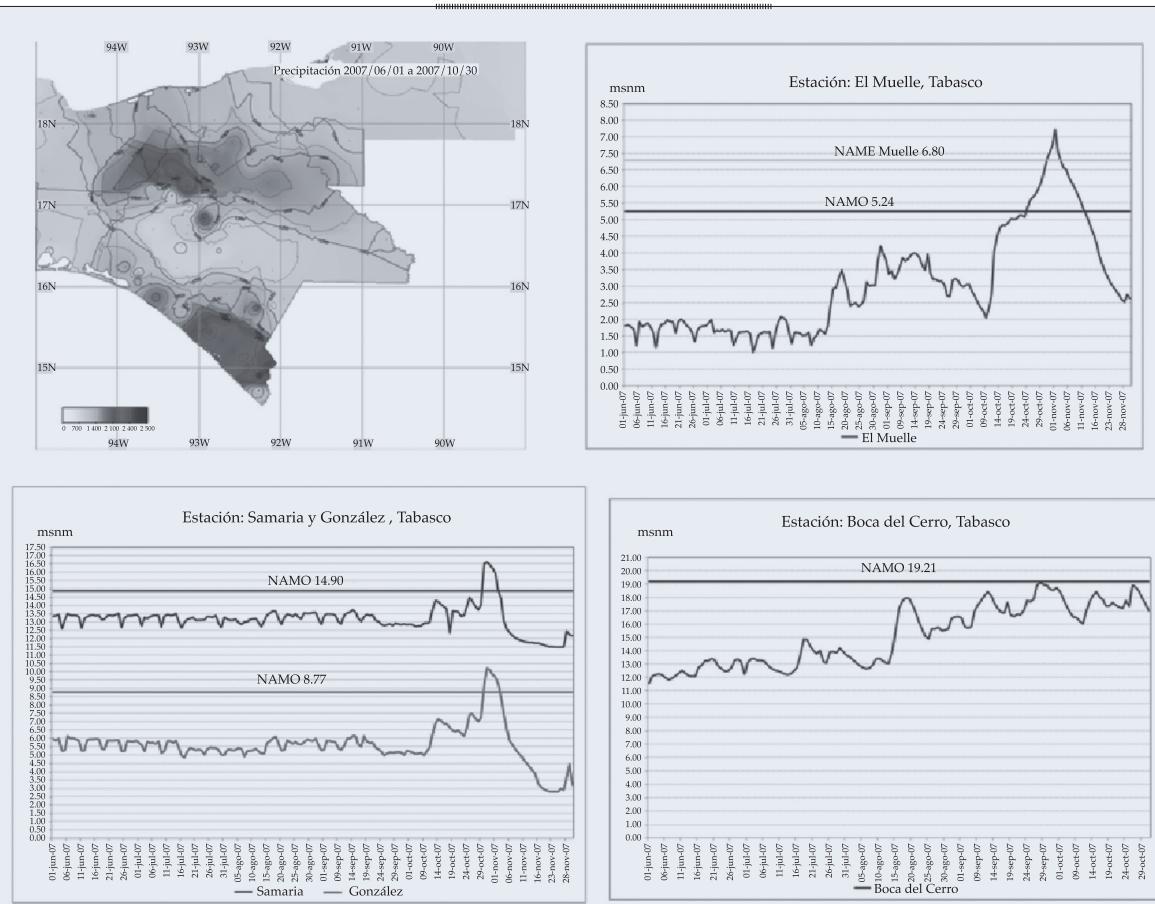


Figura 8. Limnigramas de las estaciones El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro en el año 2007.

Los ríos Samaria y Carrizal no superaron sus NAMOS, y el río Usumacinta tuvo niveles por arriba del NAMO del 21 de septiembre al 4 de noviembre, lo que ocasionó importantes inundaciones en la planicie de inundación del río Usumacinta (ver figura 10). No se repitió un desastre como el del 2007 debido a la adecuada operación de las presas y a la construcción de las primeras escotaduras concebidas en el PHIT.

Al inicio de la temporada de lluvias, el gasto de ingreso promedio diario en Angostura en el mes de junio fue de $513 \text{ m}^3/\text{s}$, con un máximo de $1\,168 \text{ m}^3/\text{s}$ el 28 de junio. Para el periodo julio-septiembre, el promedio diario llegó a $918 \text{ m}^3/\text{s}$ y el máximo a $2\,212 \text{ m}^3/\text{s}$ el 27 de septiembre. En cuanto a octubre, se tuvo un promedio diario de $905 \text{ m}^3/\text{s}$ y un máximo de $1\,675 \text{ m}^3/\text{s}$ el día 4.

En Malpaso, durante junio se tuvo un gasto promedio diario de $934 \text{ m}^3/\text{s}$, con máximo de $2\,633 \text{ m}^3/\text{s}$ el día 1º. En el lapso julio-septiembre, el gasto promedio fue de $963 \text{ m}^3/\text{s}$, con un máximo de $2\,251 \text{ m}^3/\text{s}$ el 24 de septiembre. Para el mes de octubre, el gasto promedio fue de $990 \text{ m}^3/\text{s}$, alcanzándose un máximo de $1\,657 \text{ m}^3/\text{s}$ el día 15.

Por lo que respecta a extracciones por turbinado, en Angostura, en el lapso junio-octubre, se tuvo un promedio de $508 \text{ m}^3/\text{s}$ y solamente los primeros días de junio se generó a plena carga; en Chicoasén, el promedio turbinado en el periodo junio-octubre fue de $652 \text{ m}^3/\text{s}$ y máximo de $1\,093 \text{ m}^3/\text{s}$, con pocos días por arriba de los $1\,000 \text{ m}^3/\text{s}$; en Malpaso, el promedio fue de $849 \text{ m}^3/\text{s}$, con extracción a plena carga durante las tres primeras semanas de agosto; en Peñitas, prácticamente en todo

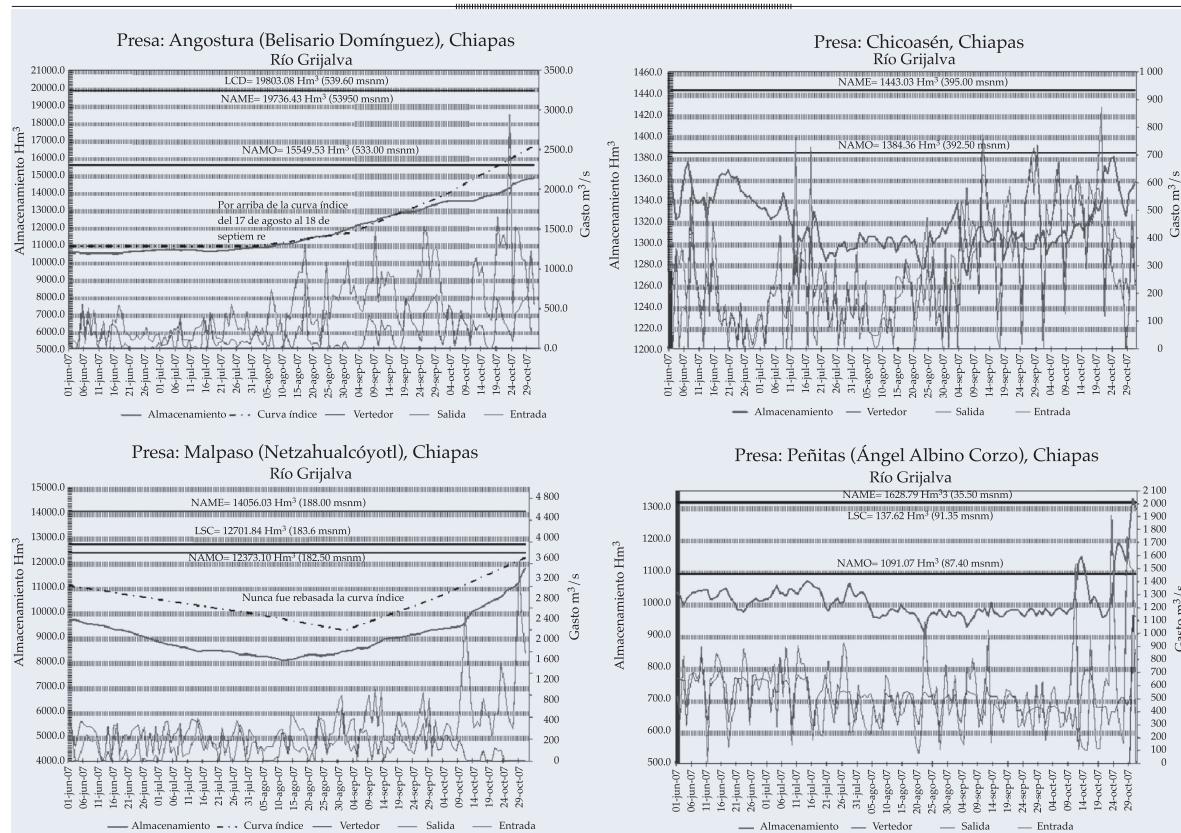


Figura 9. Funcionamiento de los vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas en el año 2007.

el periodo se generaron gastos superiores a los $1\,000\text{ m}^3/\text{s}$. En ninguna presa durante todo el periodo de junio a octubre fue necesario realizar extracciones por vertedor.

En materia de manejo de presas, las condiciones hidráulicas impuestas por el canal en Juan de Grijalva obligaron a un gasto de extracción para el manejo de crecientes en el vaso de la presa Peñitas del orden de $800\text{ m}^3/\text{s}$, con lo cual, a partir del NAMO de la presa, se pueden manejar hasta 600 mm en 24 horas, sin que implique el incremento inmediato de la extracción en Peñitas (ver figura 11).

Año 2010

Esta es una temporada de lluvia muy semejante a la de 1999, dominada por la presencia de la zona intertropical de convergencia en la cuenca alta del Grijalva durante más de 40 días,

acompañada de los ciclones tropicales *Karl* y *Mathew*, con una precipitación acumulada en el periodo de análisis de $1\,572\text{ mm}$, mayor a las temporadas de lluvias de los años 2007 y 2008.

Al iniciar la temporada de lluvias, el gasto de ingreso promedio diario en la presa Angostura en junio fue de $390\text{ m}^3/\text{s}$, con máximo de $743\text{ m}^3/\text{s}$ el día 27. Para el periodo julio-septiembre, el promedio diario llegó a $1\,500\text{ m}^3/\text{s}$ y el máximo a $3\,461\text{ m}^3/\text{s}$ el 27 de septiembre. En cuanto a octubre, se tuvo un promedio diario de $609\text{ m}^3/\text{s}$ y un máximo de $1\,855\text{ m}^3/\text{s}$ el día 1°. En la presa Malpaso, en junio se tuvo un gasto promedio diario de $584\text{ m}^3/\text{s}$, con máximo de $2\,201\text{ m}^3/\text{s}$ el día 28. En el lapso julio-septiembre, el gasto promedio fue de $1\,644\text{ m}^3/\text{s}$, el máximo fue de $6\,284\text{ m}^3/\text{s}$ el 28 de septiembre. Para el mes de octubre, el gasto promedio fue de $1\,603\text{ m}^3/\text{s}$, alcanzándose un máximo de $2\,747\text{ m}^3/\text{s}$ el día 3.

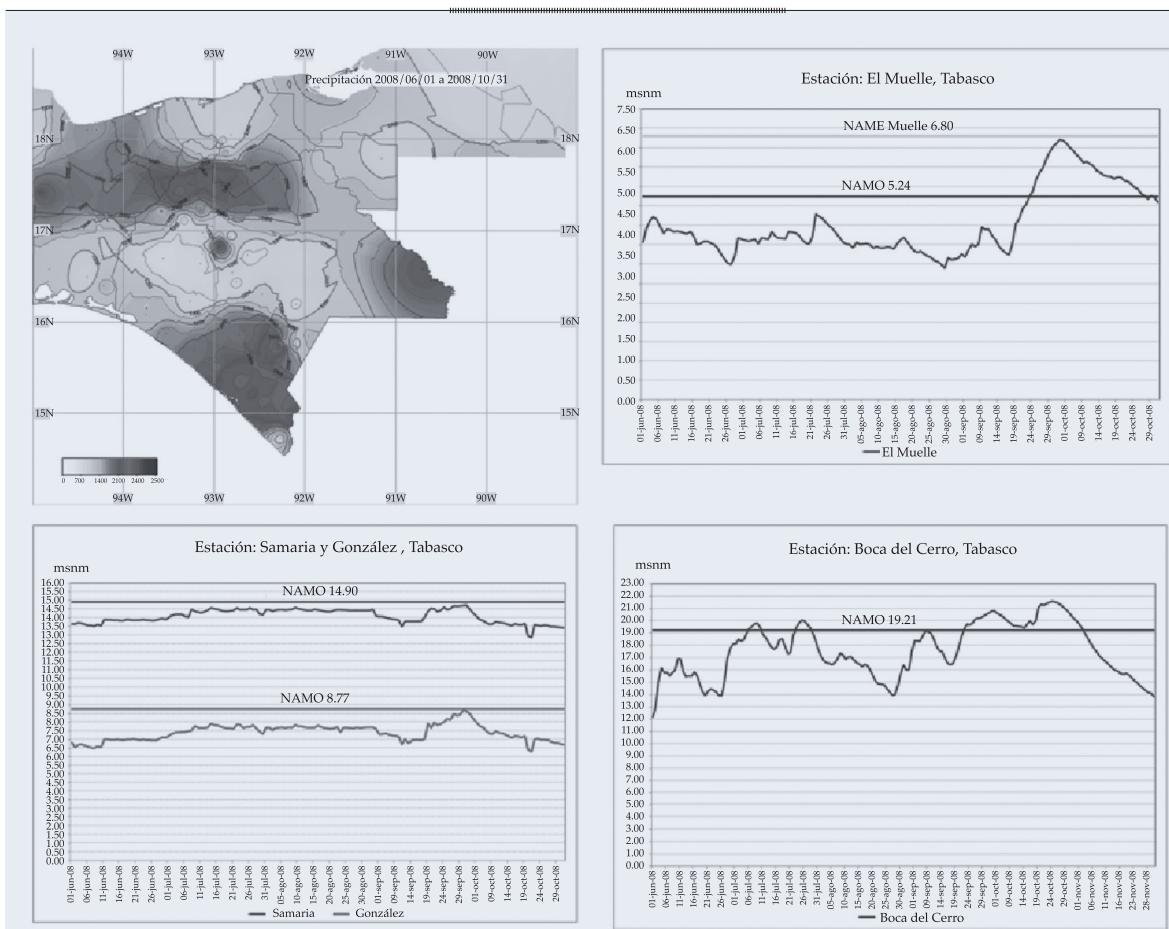


Figura 10. Limnigramas de las estaciones El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro en el año 2008.

Por lo que respecta a extracciones por turbinas, en Angostura, en el periodo de junio a octubre, se tuvo un promedio de $475 \text{ m}^3/\text{s}$, y del 4 al 27 de septiembre se extrajeron por turbinas valores iguales o mayores a $900 \text{ m}^3/\text{s}$; en Chicoasén, el promedio turbinado en el lapso junio-octubre fue de $810 \text{ m}^3/\text{s}$ y máximo de $1\,418 \text{ m}^3/\text{s}$, en varios días; en Malpaso, el promedio fue de $945 \text{ m}^3/\text{s}$, con extracción a plena carga durante septiembre y octubre; en Peñitas, el promedio fue de $643 \text{ m}^3/\text{s}$, con valores superiores a los $1\,000 \text{ m}^3/\text{s}$, en julio, agosto y primeros días de septiembre.

Por lo que se refiere a extracciones por vertedor, éstas ocurrieron en las cuatro presas como a continuación se indica: en Angostura, del 10 de septiembre al 14 de octubre, el promedio fue de $716 \text{ m}^3/\text{s}$, con máxima de

$897 \text{ m}^3/\text{s}$ el 3 de octubre; en Chicoasén, el promedio fue de $818 \text{ m}^3/\text{s}$ del 16 de septiembre al 14 de octubre y máximo de $1\,710 \text{ m}^3/\text{s}$ el 28 de septiembre; en Malpaso se alcanzó un promedio de $961 \text{ m}^3/\text{s}$, en el lapso septiembre-octubre, con máxima de $1\,496 \text{ m}^3/\text{s}$ el 3 de octubre; en Peñitas se hicieron extracciones por vertedor del 1° de septiembre al 31 de octubre, siendo el promedio de $913 \text{ m}^3/\text{s}$ y el máximo valor de $2\,450 \text{ m}^3/\text{s}$ el 5 de octubre.

Las grandes presas fueron presionadas con ingresos importantes desde el mes de julio y con oportunidad se determinó que se tendría que incrementar la extracción en la presa Peñitas para equilibrar el llenado del sistema sin perder el espacio dispuesto para manejo de crecientes. El 25 de agosto, la presa Angostura empezó a almacenar agua por arriba del NAMO; el 9 de

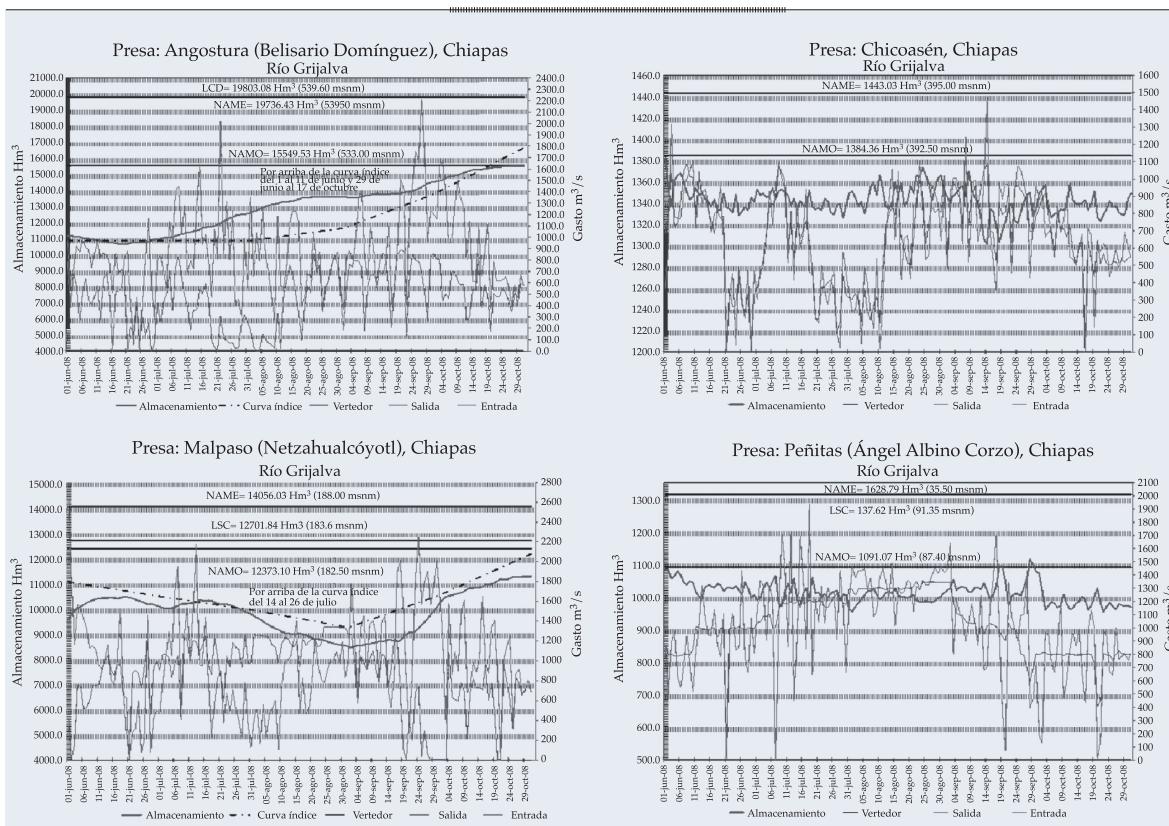


Figura 11. Funcionamiento de los vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas en el año 2008.

septiembre, por primera vez en la historia de la presa, se operaron los vertedores. Malpaso operó en función de las extracciones de Peñitas que aliviaba el sistema Grijalva, que a su vez dependía de la velocidad de colocación de costales en los tramos urbanos de los ríos Carrizal y Grijalva, además se construyó un espigón en la bifurcación para derivar un gasto mayor hacia el Samaria. En el mes de septiembre, con la mitad de la capacidad de regulación de crecientes de Angostura ocupada se tomó la decisión de sacar de operación las turbinas de la presa Peñitas, para ganar volumen de regulación de crecientes; ya se había manejado la creciente provocada por los ciclones *Karl* y *Mathew*, y se estaba formando *Richard* en el Caribe. Las extracciones en Peñitas para este año fueron de $2450 \text{ m}^3/\text{s}$ del 14 al 19 de octubre. A partir de ahí, por la aparición de un bloqueo por una alta presión que impidió que la humedad del Caribe ingresara al país,

se inició el decremento de la extracción de la presa Peñitas (ver figura 12).

Durante esa temporada se construyeron otras cuatro escotaduras. El río Grijalva, en la estación El Muelle, tuvo niveles por arriba del NAMO desde el 5 de agosto hasta el 20 de octubre; los ríos Carrizal y Samaria estuvieron por arriba de la misma marca del 26 de agosto al 31 de octubre, y el río Usumacinta desde el 20 de julio y hasta el 11 de octubre estuvo oscilando alrededor del NAMO (ver figura 13).

Este periodo extendido de manejo de crecientes implicó que el CTOOH sesionara 15 veces y el CTOOHR Frontera Sur 37 veces. Evaluando continuamente la evolución del fenómeno hidrológico en toda la cuenca, al final de la temporada Villahermosa no se había inundado, por una coordinación entre el manejo de las cuencas aguas arriba, la ejecución de las obras emergentes en la cuenca baja y las acciones de protección civil.

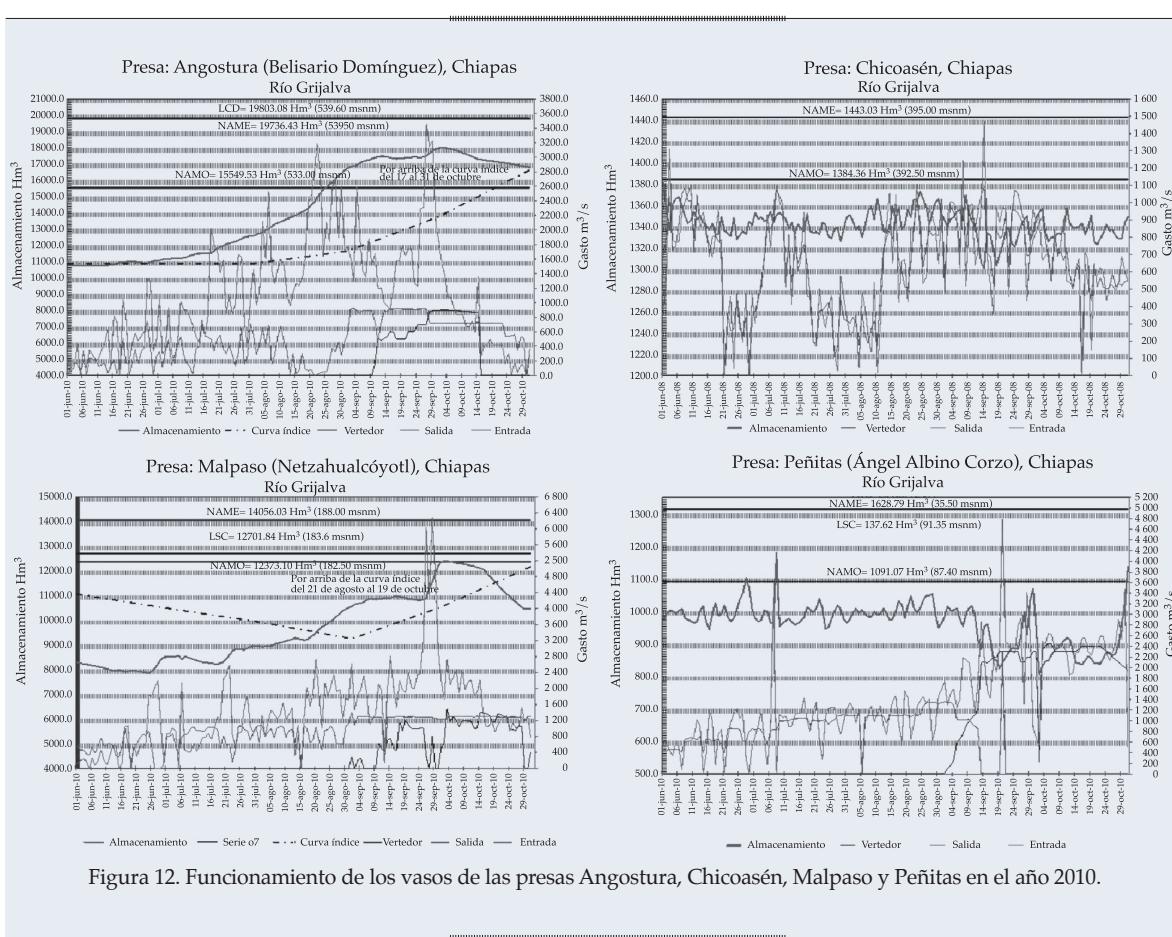


Figura 12. Funcionamiento de los vasos de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas en el año 2010.

El manejo de la creciente de la temporada 2010 implicó revisar y actualizar todos los protocolos de manejo de presas y ríos.

Cambio climático

En el contexto del análisis de las inundaciones en Tabasco, el cambio climático tendrá dos impactos importantes: el ascenso del nivel del mar y la variación del régimen de lluvias. De acuerdo con el IPCC, en un escenario para el año 2050, el ascenso del nivel medio del mar puede ser de hasta 1.5 metros, lo que provocaría una intrusión de una masa de agua hacia el continente de al menos 40 km, lo cual pondría condiciones de frontera a la nueva descarga de la cuenca lo suficientemente cerca de Villahermosa y la desembocadura de canal Samaria Oxiacaque (ver figura 14), con el consecuente incremento de tirantes y restricciones a la descarga de los ríos.

El otro efecto relevante es una oscilación más amplia en la magnitud de la precipitación acumulada anual respecto a los años secos y húmedos. Tal como se puede apreciar en la figura 15, estos efectos, según los escenarios modelados por el IPCC, no serán evidentes sino hasta después del año 2030 (IMTA, 2007). Si, por ejemplo, acontece el escenario A1B, el régimen de precipitación decrecerá y los eventos húmedos se harán más intensos y espaciados en el tiempo, lo cual implicará actualizar las políticas de operación de las presas de la cuenca, así como el incremento de las inundaciones.

Cronología moderna de un proceso de mitigación

En el cuadro 2 se enumeran las principales acciones emprendidas en la cuenca del río Grijal-

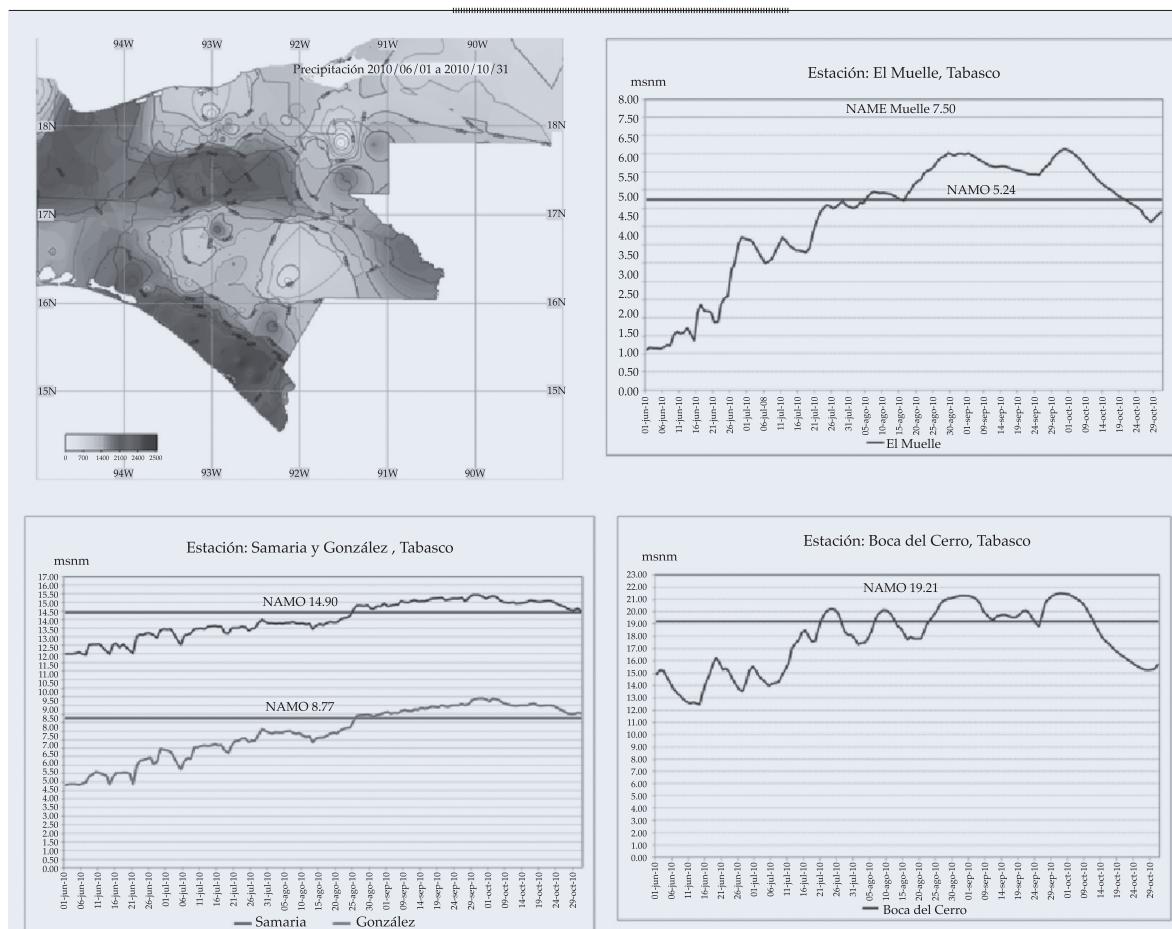


Figura 13. Limnogramas de las estaciones El Muelle, Samaria, González y Boca del Cerro en el año 2010.

va, en el contexto de los grandes eventos hidrológicos, el desarrollo de la infraestructura y el manejo de las crecientes (Rubio y Triana, 2006).

Proyecto Integral Contra Inundaciones (PICI)

El PICI era un arreglo de obras en tres sistemas, mostrados en la figura 16. El Mezcalapa-Samaria permite la conducción hasta el mar de los escurrimientos excedentes provenientes de la cuenca alta del río Grijalva, por medio del cauce de alivio Samaria-Golfo y otras obras auxiliares de derivación.

El sistema de los ríos de la sierra conduce los excedentes de dichos cauces a la región lagunar de la cuenca baja de los ríos Grijalva y Usumacinta. Es importante resaltar la planeación de las estructuras de control de

los ríos Pichucalco y La Sierra, que derivan todos los escurrimientos hacia la laguna de los Zapotes; en este mismo sentido, las lagunas Parrilla y Zapotes son segmentadas en un área importante, por el trazo de los bordos de protección que empotran en ambas estructuras de control.

Finalmente, el sistema El Carrizal-Medellín conduce los escurrimientos controlados del río Carrizal y de los ríos de la sierra hacia el mar, por medio de la rehabilitación del cauce del río Medellín y del dren Victoria, así como con la terminación de este último hasta el río Carrizal, a la altura de Villahermosa.

El PICI contemplaba la construcción de 27 obras y 184 kilómetros de bordos longitudinales. La obra más importante de este proyecto integral era la estructura de control sobre el

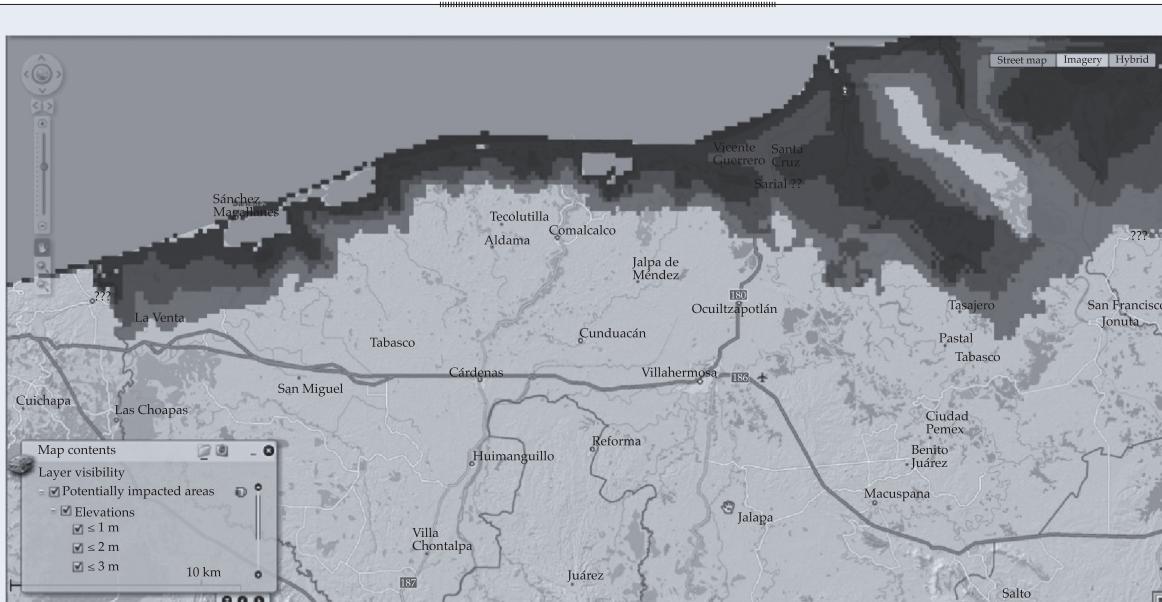
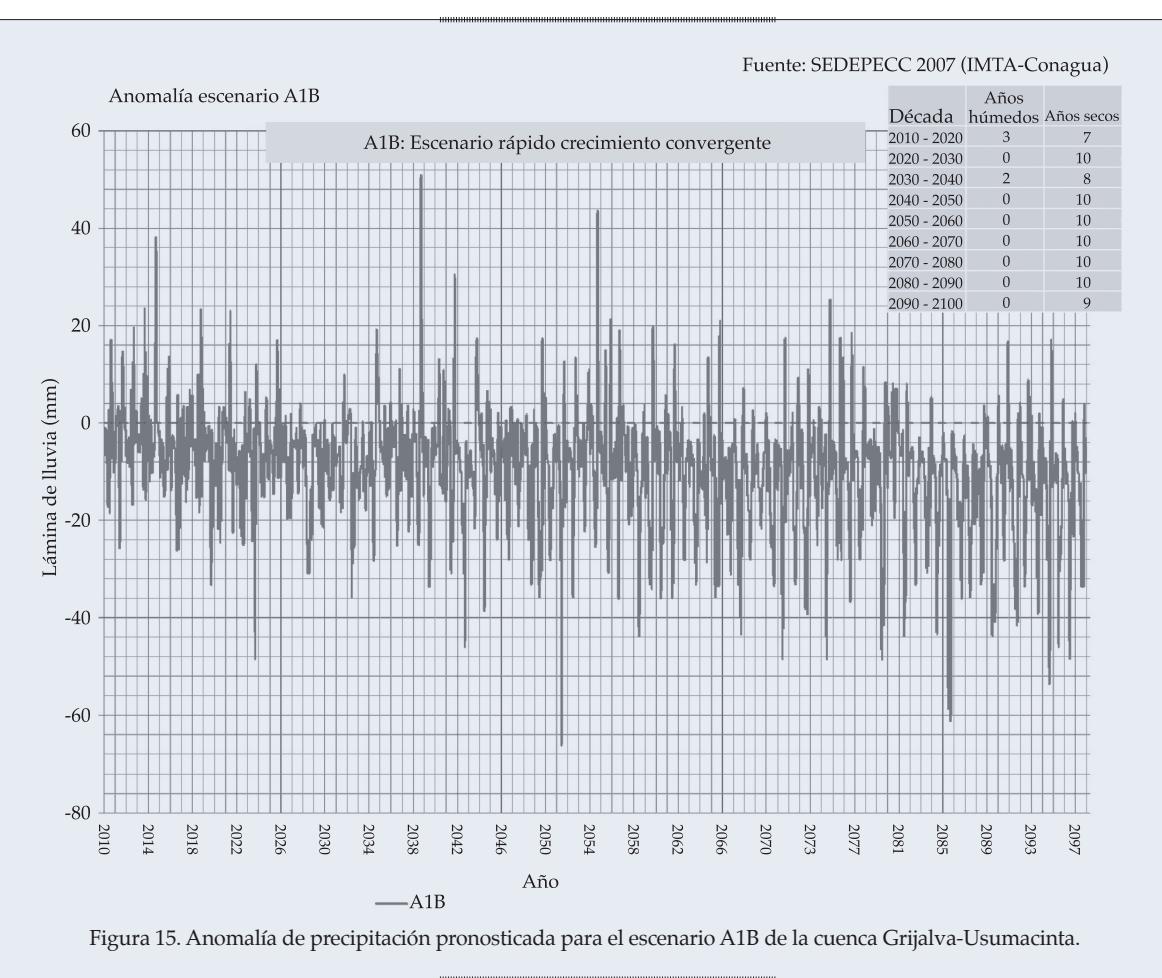


Figura 14. Avance del nivel medio del mar continental adentro bajo varios escenarios de ascenso del nivel medio del mar (Overpeck y Weiss, 2011).



Cuadro 2. Principales acciones emprendidas en la cuenca del río Grijalva, en el contexto de los grandes eventos hidrológicos, el desarrollo de la infraestructura y el manejo de las crecientes.

Año	Medida estructural	Medida no estructural
1993		Prueba de capacidad hidráulica del río Mezcalapa con una extracción controlada de la presa Peñitas; se corrobora que con 1 400 m ³ /s no existe afectación aguas abajo de la presa Peñitas.
1995	Inundación provocada por los ciclones <i>Opal</i> y <i>Roxane</i> .	
1996	Se referencian al nivel medio del mar las escalas hidrométricas de las estaciones de medición de caudal de la cuenca baja.	Estudio de gran visión del Proyecto Integral Contra Inundaciones (PICI).
1998		Se realiza el estudio a nivel anteproyecto del Proyecto Integral Contra Inundaciones (PICI).
1999	Inundación provocada por combinación de un tren de crecientes provocado por las ondas tropicales de la 26 a la 30, la depresión tropical 11 y el frente frío número 4, más el frente frío número 7 de la temporada.	
1999	Construcción del estrechamiento hidráulico del río Carrizal. Se inicia la construcción de bordos de protección en la zona urbana de la ciudad de Villahermosa.	Se construye un modelo de pronóstico a corto y mediano plazos de niveles de presas del alto y medio Grijalva para la toma de decisiones. El CTOOH nacional determina una curva índice para la presa Angostura.
2000		Se implementa la publicación de información hidrométrica, climatológica y embalses en periódicos de mayor circulación del estado de Tabasco y en portal regional de Internet. Se integra el pronóstico de precipitación a mediano plazo a los almacenamientos de la presas del Grijalva. Se regionaliza el pronóstico meteorológico a nivel cuenca, deja de ser estatal. Se concluyen los estudios de factibilidad del Proyecto Integral contra Inundaciones. Se concluye el estudio de factibilidad técnica del PICI.
2001	Se concluye la construcción de 80 km de bordos longitudinales en la zona conurbana de la ciudad de Villahermosa.	
2002	Construcción del bordo derecho del río Carrizal.	Se pone en marcha el Comité de Operación de Obras Hidráulicas Regional (CTOOHR), órgano colegiado, técnico y consultivo de la autoridad del agua en el ámbito regional, con la participación de los gobiernos de los estados de Chiapas y Tabasco. Se elaboran los estudios de proyectos ejecutivos del PICI.
2003	Se inician las construcciones de bordos longitudinales en el sistema de ríos de la sierra. Se instalan estaciones automáticas en la cuenca bajo Grijalva, primera etapa.	Se manejan las presas del Grijalva ante un estiaje severo y las inundaciones repentinas debido al ciclón tropical <i>Larry</i> . Se firma entre el gobierno estatal de Tabasco y el gobierno federal, en el mes de abril, el convenio para desarrollar el Proyecto Integral Contra Inundaciones de la planicie baja.
2004	Se instalan estaciones automáticas en la cuenca bajo Grijalva, segunda etapa, para una cobertura de 17 estaciones telemétricas.	Prueba de capacidad hidráulica del río Mezcalapa.

Cuadro 2 (continuación). Principales acciones emprendidas en la cuenca del río Grijalva, en el contexto de los grandes eventos hidrológicos, el desarrollo de la infraestructura y el manejo de las crecientes.

Año	Medida estructural	Medida no estructural
2005	Se inicia la construcción de la obra de control de crecientes en el río Carrizal.	Se manejan los efectos del ciclón tropical <i>Stan</i> en cuanto a alertamiento y manejo de crecientes, las crecientes de más volumen registradas para la cuenca alta del Grijalva.
2006	Se instalan 10 estaciones automáticas en el alto Grijalva y costa de Chiapas.	
2007		Año dominado por el fenómeno de La Niña. Ocurre otra gran inundación provocada por la combinación de sistemas tropicales e invernales. Las obras del PICI inconclusas aún para este año no resisten las crecientes generadas, principalmente por los ríos sin control. En el vaso de la presa Peñitas ocurre un deslizamiento de tierra que obstruye el libre flujo del alto Grijalva.
2007	Se logra conectar nuevamente el flujo del alto Grijalva mediante la excavación de un canal a cielo abierto en el cuerpo del deslizamiento de tierra, en un tiempo récord de 38 días.	Las previsiones tomadas para tener espacio en las presas del alto Grijalva asumidas en el CTOOHR, manejo de las presas del Grijalva, permiten concluir la reconexión del río Grijalva en su primera etapa.
2008	Se amplía el canal construido sobre el deslizamiento para conectar con mejores condiciones de manejo de crecientes el vaso de Peñitas.	En el seno del CTOOHR se establece el vaciado ordenado del sistema Grijalva para enfrentar la temporada de lluvias de 2008.
	La persistencia del fenómeno de La Niña en el Pacífico da condiciones para otra temporada de lluvias intensas, con valores cercanos a la precipitación de 2007.	
2009	Se construyen las dos primeras escotaduras: "Censo y Tintillo" en el bajo Grijalva, con el nuevo enfoque de la gestión de crecientes: privilegiar el drenaje de la cuenca.	Se pone en marcha el Plan Hídrico Integral en Tabasco.
2010	Se concluye la construcción del vertedor margen izquierda de la estructura de control en el río Carrizal.	
	Se presenta un tren de crecientes en la cuenca del alto y medio Grijalva, que en volumen es mayor que todas las crecientes históricas antecesoras.	
	Se construyen y entran en operación seis escotaduras adicionales: Tintillo II, Acachapan y Colmena I, II y III, Sabanilla y Buenavista; durante el manejo de la creciente julio-octubre se construye de manera emergente un espigón en la bifurcación del río Samaria y Carrizal, y se coloca costalera en el cauce que atraviesa la zona urbana de Villahermosa.	El manejo en el seno del CTOOHR de los ingresos a las presas del Grijalva como a la planicie, así como la coordinación con las acciones estructurales emergentes y de proyecto en el PHIT permitieron sortear una creciente mayor sin que ocurriera una inundación en Villahermosa.
2011	Se cierra la cortina de la estructura de control sobre el río Carrizal. Se inicia la construcción de la escotadura más importante del PHIT, el Zapote III.	Se perfeccionan las reglas de operación del CTOOHR; se revisan las curvas índice de las presas del Grijalva, abatiendo el nivel normal de almacenamiento en 600 Hm ³ . Para una temporada de lluvias por arriba de lo normal en la cuenca del Grijalva, la ciudad capital no sufre daños por inundaciones debido al manejo de las presas y el funcionamiento de las obras construidas (Conagua, 2011).

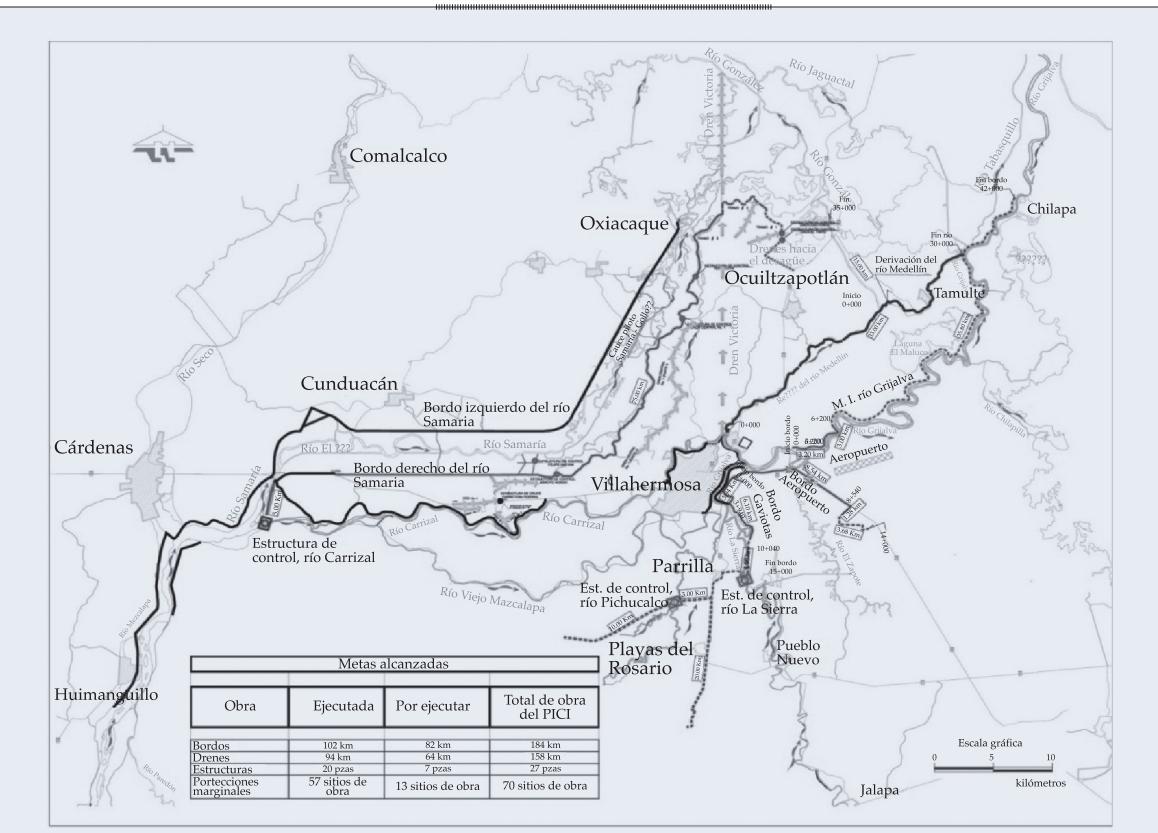


Figura 16. Componentes del Proyecto Integral Contra Inundaciones.

río Carrizal, ya que su operación garantizaría la flexibilidad e independencia del manejo de crecientes de los sistemas Mezcalapa-Samaria del sistema de ríos de la sierra.

Comité Técnico de Operación de Obras Hidráulicas (CTOOH)

La operación de los sistemas hidráulicos, cada vez más complejos, requiere de la participación de la autoridad del agua, de las instituciones que operan o se ven beneficiadas o afectadas por las obras hidráulicas, y por los mejores especialistas en el tema. Desde 1983, la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos hacía reuniones periódicas con la Comisión Federal de Electricidad (CFE) para acordar la operación de las presas de generación hidroeléctrica. Dada la relevancia que adquirió el manejo de la infraestructura hidráulica, en agosto de 1991 se crea formalmente el comité de Operación de

Presas dentro de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Es a partir de diciembre de 1994 cuando dicho comité se transforma en el Comité Técnico de Operación de Obras Hidráulicas (CTOOH), que se conserva a la fecha, y que está integrado por la Comisión Nacional del Agua; la Comisión Federal de Electricidad; la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca; la Universidad Nacional Autónoma de México; el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, y el Centro Nacional de Prevención de Desastres. Cuando el asunto en análisis así lo requiere, se invita a las instituciones interesadas en el tema.

Con más de mil sesiones de análisis, el CTOOH sesiona 50 veces al año, de manera ordinaria todos los martes y de forma extraordinaria cuando es necesario; es durante esas sesiones cuando se analizan las condiciones y previsiones meteorológicas e hidrológicas de las cuencas con los principales sistemas de presas del país; en función de su estado

y pronóstico se discute y consensa la mejor política de operación a seguir y aplicar por parte de los organismos de cuenca.

Algunas cuencas y sistemas de presas del país, por su complejidad de manejo y por los requerimientos de corto plazo para normar su operación, han requerido la creación de Comités Técnicos de Operación de Obras Hidráulicas Regionales, como el que opera en Frontera Sur (CTOOHR-FS), creado en agosto del año 2002, que entre otros asuntos atiende la operación del sistema de presas del río Grijalva, o el CTOOHR del norte del país, encargado de regular la operación del sistema de presas de las cuencas Yaqui y Mayo, que opera desde el año 2005.

Manejo de presas

La adecuada operación del sistema de presas del río Grijalva (ver figura 17) es la base para la seguridad de la planicie tabasqueña. Dicha operación ha variado con el tiempo y

se ha plasmado en las curvas guía o índice. La curva de la presa Malpaso, Chiapas, se aprobó conjuntamente entre la CFE y la entonces Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, en el año 1980 (ver figura 18), antes de la construcción de la presa Peñitas, con la finalidad de que con periodos de retorno de cien años se descargaran $3\,000\text{ m}^3/\text{s}$, que era la capacidad de los cauces en aquel entonces. La curva índice de la presa Angostura (ver figura 19) se acordó en el año 2000 entre la CFE y la Conagua, al establecer que para un periodo de retorno de cien años no se utilizará el vertedor, sólo generación a plena carga de $900\text{ m}^3/\text{s}$.

A principios de 2011, considerando los cambios en la planicie de Tabasco y la modificación del régimen de lluvia, y en consecuencia de las crecientes de los últimos diez años, se revaluaron las curvas índice de Angostura y Malpaso, mediante programación dinámica estocástica, para optimizar las políticas de operación.

Cuando la programación dinámica se aplica en sistemas de embalses, las variables de estado

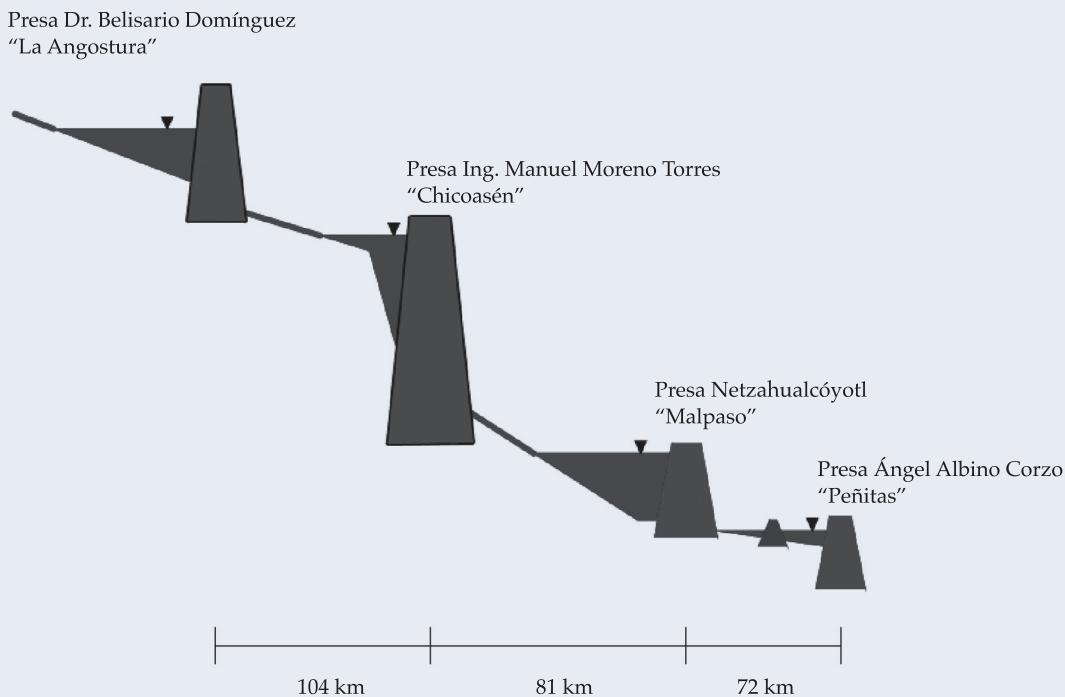


Figura 17. Perfil del río Grijalva y ubicación de las presas Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas.

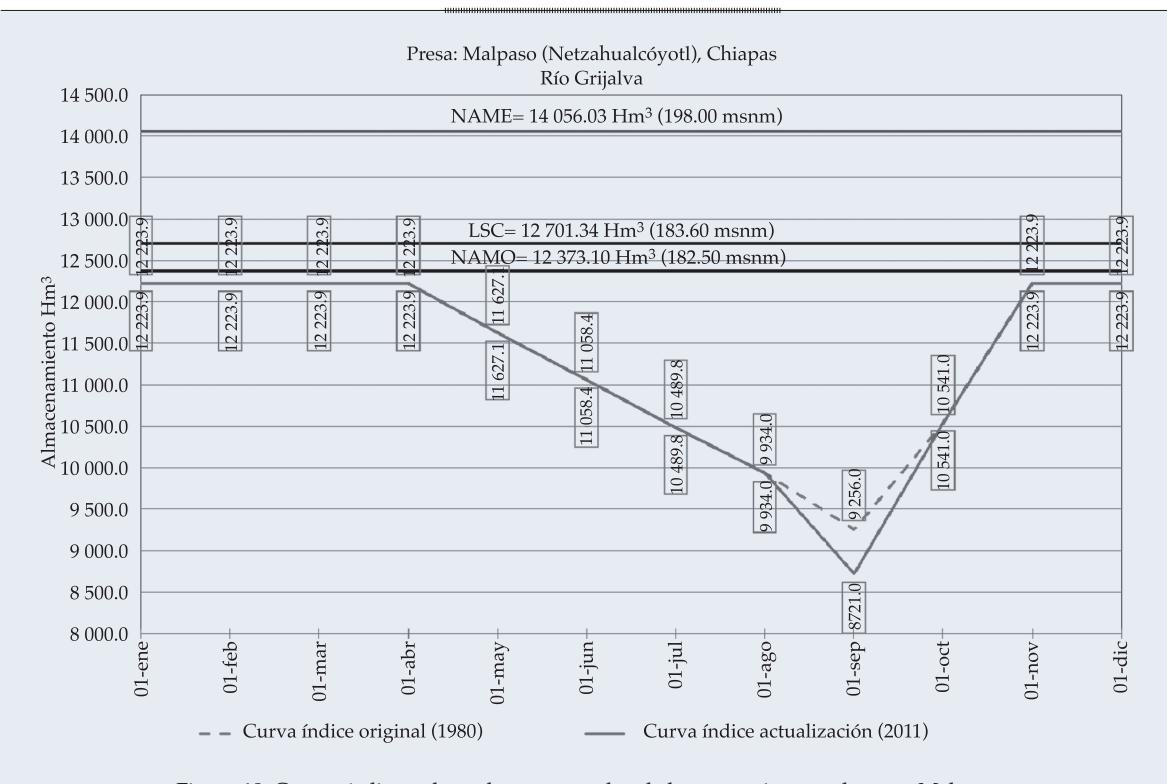


Figura 18. Curvas índices adoptadas para regular el almacenamiento en la presa Malpaso.

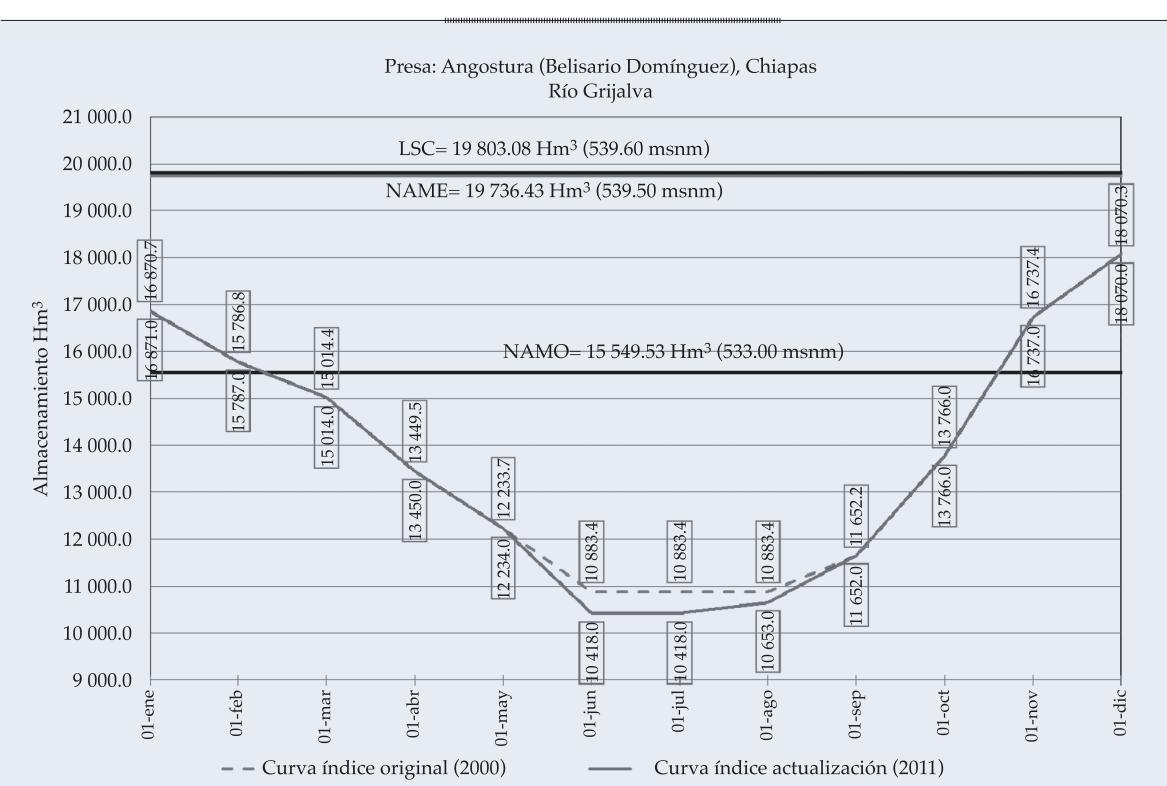


Figura 19. Curvas índices adoptadas para regular el almacenamiento en la presa Angostura.

son los niveles de almacenamiento; las etapas; el intervalo de tiempo (meses, quincenas, semanas). Las variables de decisión son las salidas del embalse. La variable aleatoria generalmente es el volumen de ingreso, dicha variable puede representarse como una función de distribución de probabilidad, lo que permite dar paso a la programación dinámica estocástica.

La ecuación de continuidad gobierna el funcionamiento de una presa, aplicada a un intervalo de tiempo (etapa), se expresa como (Domínguez, 2000):

$$S_j = S_i + VI_j - VS_j \quad (1)$$

donde:

S_j = almacenamiento al final de la etapa, en L^3 .

S_i = almacenamiento al inicio de la etapa, en L^3 .

VI_j = volumen de ingreso durante la etapa, en L^3 .

VS_j = volumen extraído durante la etapa, en L^3 .

La programación dinámica estocástica toma en cuenta el carácter aleatorio de los volúmenes de ingreso al embalse VI , éste se representa con una función de distribución de probabilidades que depende principalmente de la época del año a la que pertenece el intervalo de tiempo, es decir, es la variable no controlable del sistema, y VS_j es la variable que se puede controlar en el sistema. S_i define la condición inicial y determina el estado del sistema.

Los almacenamientos S_j y las extracciones VS_j del sistema se sujetan a las restricciones siguientes:

$$VS_{\min} \leq VS_j \leq VS_{\max} \quad (2)$$

$$S_{\min} \leq S_j \leq S_{\max} \quad (3)$$

El embalse tiene un volumen útil que se divide en NS intervalos de magnitud ΔV , como

se observa en la figura 20, de tal forma que si se usa el mismo intervalo para discretizar todas las variables, la ecuación de continuidad (1) toma la forma:

$$j = i + x - k \quad (4)$$

sujeta a:

$$1 \leq j \leq NS \quad (5)$$

$$0 \leq k \leq NK \quad (6)$$

$$1 \leq x \leq NK \quad (7)$$

donde:

$i = 1, 2, 3, \dots, NS \rightarrow$ volumen almacenado (por unidad ΔV) al inicio de la etapa.

$j = 1, 2, 3, \dots, NS \rightarrow$ volumen almacenado (por unidad ΔV) al final de la etapa.

$x = 1, 2, 3, \dots, NX \rightarrow$ volumen de ingreso (por unidad ΔV) durante la etapa.

$k = 1, 2, 3, \dots, NK \rightarrow$ volumen de extracción (por unidad ΔV) durante la etapa.

Al considerar las variables de forma discreta,

el beneficio que corresponde a una etapa n cualquiera depende del volumen extraído k y de los almacenamientos i y j al inicio y final de la etapa; es decir, los beneficios en la etapa se pueden expresar como $b_n^k(i, j)$.

Al tratarse de una presa hidroeléctrica, un objetivo es la generación de energía; por lo tanto, cada vez que se tenga derrame o déficit, se aplican castigos, los cuales dependerán de los daños que se ocasionen al derramar aguas abajo o de no satisfacer las demandas. La función objetivo queda de la forma siguiente:

$$F.O = \sum_{n=1}^N b_n^k(i, j) - \sum \text{Cderr}(\text{derrame}) - \sum \text{Cdef}(\text{déficit}) \quad (8)$$

donde:

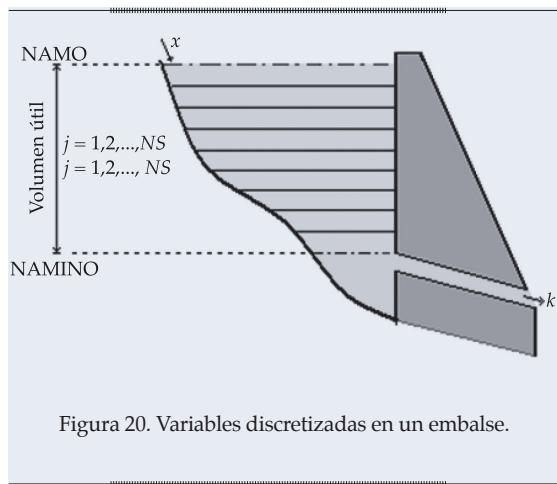


Figura 20. Variables discretizadas en un embalse.

- $b_n^k(i, j)$ = beneficio que se obtiene por generación de energía eléctrica.
 Cderr (derrame) = producto del derrame por su respectivo coeficiente de penalización.
 Cdéf (déficit) = producto del déficit por su respectivo coeficiente de penalización.

Para el caso particular de las dos grandes presas de la cuenca del río Grijalva, la función objetivo a optimizar (8) se expresa de la siguiente manera:

$$FO = \text{Máx } E (-C1 DERRAng - C2 DERRMalp - C3 DEFAng - C4 DEFMalp - C5 DEFciAng - C6 DEFciMalp + GAng + GMalp) \quad (9)$$

donde:

- FO: función objetivo.
 E: energía.
 C1 y C2: coeficientes de penalización por derrame.
 C3 y C4: coeficientes de penalización por volumen inferior al NAMINO.
 C5 y C6: coeficientes de penalización por volumen superior al indicado por la curva índice.
 DERRAng: volúmenes derramados en Angostura.

DERRMalp: volúmenes derramados en Malpaso.

DEFAng: volumen de déficit en Angostura.

DEFMalp: volumen de déficit en Malpaso.

GAng: generación anual en Angostura.

GMalp: generación anual en Malpaso.

La optimización a largo plazo se realiza usando una ecuación recursiva para integrar los beneficios a lo largo del tiempo.

El resultado del análisis es el abatimiento del almacenamiento global en 600 Hm^3 para el inicio de los meses de junio y septiembre (ver figuras 18 y 19).

Un modelo para ordenar un territorio expuesto a inundaciones

Como se señaló anteriormente, uno de los factores que más inciden en las inundaciones es el desorden territorial. A continuación se presenta un modelo que permite determinar las zonas con mayor riesgo por este fenómeno; poder identificar el territorio y su peligro asociado con las inundaciones permite tener certeza de cuáles son los usos del suelo que implican pérdidas no asumibles de vidas humanas y sus bienes.

El modelo se basa en la capacidad de arrastre sobre estructuras, vehículos y personas que tiene el agua debido a la cantidad de movimiento generada por su tirante y velocidad. Una forma simplificada del mismo puede observarse en la figura 21.

En el eje de las abscisas se encuentran los tirantes que pueden desarrollarse en un cauce o terreno, y en las ordenadas las velocidades; las áreas son la combinación de tirante y velocidad que pueden ocasionar que un ser humano de peso promedio pierda el equilibrio, que un vehículo sea inestable o esté en riesgo las estructuras.

El modelo de peligro de inundación se aplica a un plano de severidad, resolviendo las ecuaciones de cantidad de movimiento (ecuaciones (10) y (11)), y continuidad, (12), para flujo bidimensional (Fuentes y Franco, 1997):

$$\frac{1}{g} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{n^2 |u| u}{h^{4/3}} = -\frac{\partial h}{\partial x} - \frac{\partial z}{\partial x} \quad (10)$$

$$\frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{n^2 |v| v}{h^{4/3}} = -\frac{\partial h}{\partial y} - \frac{\partial z}{\partial y} \quad (11)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} u h + \frac{\partial}{\partial y} v h = 0 \quad (12)$$

donde:

$S_{fx} = \frac{n^2 |u| u}{h^{4/3}}$, $S_{fy} = \frac{n^2 |v| v}{h^{4/3}}$, pendiente de "fricción" en las direcciones x y y adimensional.
 g = aceleración de la gravedad, en m/s^2 .
 u, v = componentes de la velocidad en las direcciones x y y adimensional.
 h = nivel de la superficie libre del agua con respecto al nivel del terreno, en m.
 n = factor de rugosidad según la fórmula de Manning, en $s/m^{1/3}$.
 x, y, z = direcciones del sistemas de ejes cartesiano derecho.
 t = tiempo, en s.

La solución de las ecuaciones de cantidad de movimiento y continuidad del flujo

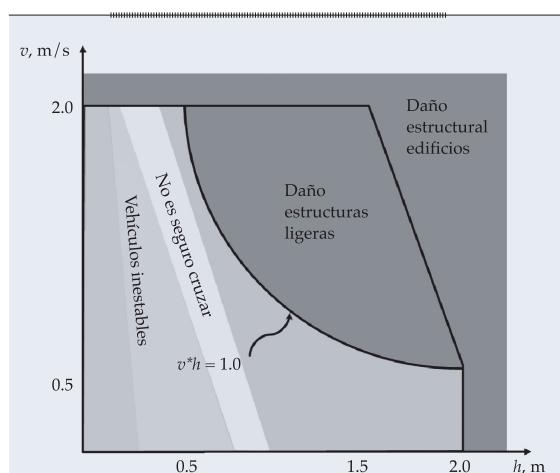


Figura 21. Modelo de peligro de inundación por efectos de tirante y velocidad.

bidimensional para el Bajo Grijalva se presentan en las figuras 22 y 23, y el modelo de peligro de inundación en la figura 24; en esta última se muestra de manera explícita dónde no es recomendable la construcción de infraestructura: sitios dentro del polígono rojo; dónde no pueden circular vehículos: polígonos anaranjado y amarillo y, finalmente, dónde no es recomendable que las personas transiten: polígonos verdes.

Para la toma de decisiones es necesario tomar en cuenta la profundidad hidráulica y la magnitud de los vectores resultantes de los módulos de velocidad del modelo bidimensional, ya que aunque en la zona de estudio el problema principal se debe a profundidades, en algunas áreas donde se comunican las lagunas, el tránsito para personas no es recomendable, en vista de las velocidades que se desarrollan.

Estos escenarios de riesgo a inundaciones tienen una alta probabilidad de ocurrir en determinados meses y años, cuando las condiciones climatológicas son capaces de producir las crecientes. Resulta impráctico prescindir del uso de los terrenos durante todo el tiempo, para tal efecto habrá que transformar las variables del riesgo de inundación a riesgos asumibles a través de herramientas financieras —como las primas de seguro por inundación— que permitan el uso y desarrollo de los terrenos, teniendo una forma de reponer los bienes expuestos a través de un seguro.

Así se obtiene un plano de severidad o peligro de inundación, con la ventaja de que en el espacio se puede conocer qué sitios son susceptibles de desarrollo de estructuras y cuáles no son recomendables para aceptar tráfico de vehículos o de personas, pues pueden ser arrastrados por la corriente. Esta metodología también tiene otra ventaja, pues con ella se puede determinar cómo se redistribuye el peligro de inundación con el desarrollo de infraestructura, como se muestra en las figuras 25 y 26. Se nota entonces que para planicies de inundación, la política de elevar bordos y construir perímetros de protección a

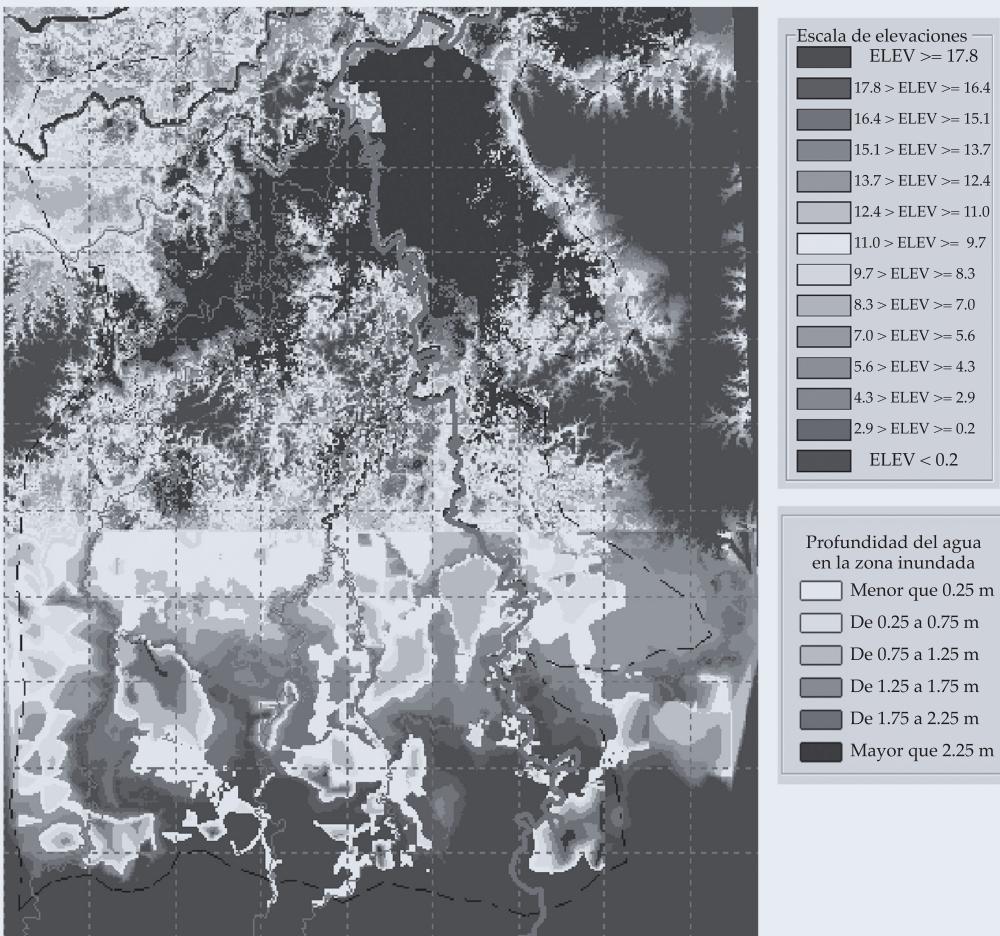


Figura 22. Mapa de profundidad del agua para el bajo Grijalva.

las poblaciones en zonas inundables ocasiona que las áreas de peligro de inundación se extiendan y se profundicen, además de tener otro efecto en el tiempo de drenado, haciendo que los sistemas hidrológicos tarden más en desalojar volúmenes iguales de escurrimiento, y expongan a períodos mayores a crecientes que pudieran sumarse a las de eventos anteriores que aún se encuentran drenando.

Conclusiones

La planicie tabasqueña históricamente ha padecido grandes inundaciones. Si a ello se agrega la falta de ordenamiento territorial, la deforestación de la parte alta de las cuencas

y un falso concepto de seguridad asociado con la construcción de las grandes presas en el río Grijalva, se puede entender la gran vulnerabilidad de las poblaciones ubicadas en ella.

El cambio climático tendrá dos impactos importantes: el ascenso del nivel del mar y la variación del régimen de lluvias. En uno de los escenarios planteados para el año 2050, el ascenso del nivel medio del mar puede ser de hasta 1.5 metros, lo que provocaría una intrusión de una masa de agua hacia el continente de al menos 40 km, lo cual pondría condiciones de frontera a la nueva descarga de la cuenca lo suficientemente cerca de Villahermosa y la desembocadura del canal Samaria Oxciaque.

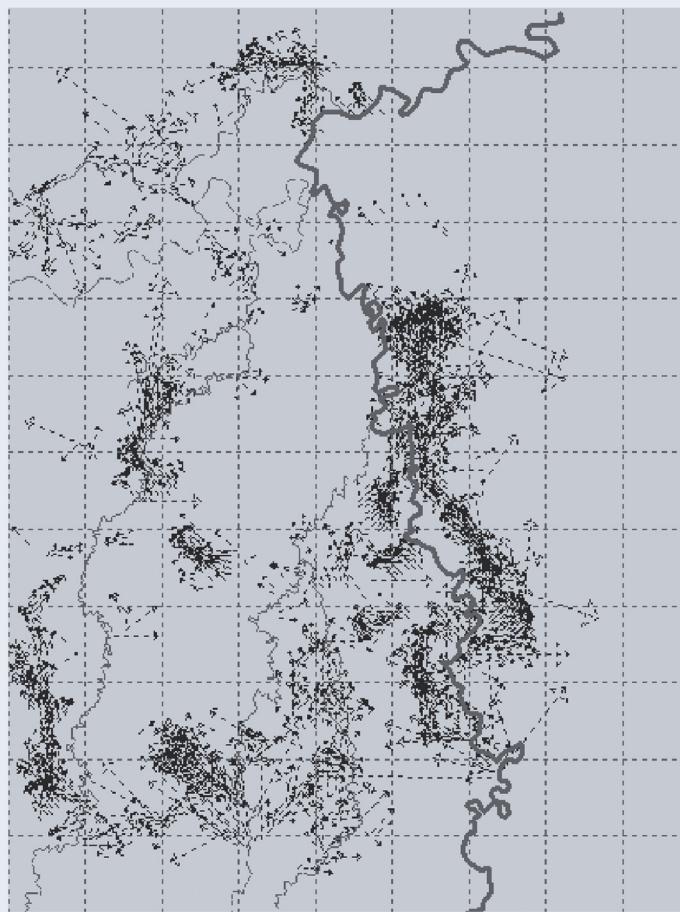


Figura 23. Mapa de vectores de velocidad del agua para el bajo Grijalva.

El Programa Hídrico Integral de Tabasco busca recuperar en el corto plazo los niveles normales de los ríos después de una creciente, a fin de que el sistema de ríos, zonas de regulación y bordos tengan capacidad de recibir nuevas crecientes en condiciones iguales o aproximadas a la primera que incidió en la cuenca del Grijalva.

Pero sin duda la adecuada operación del sistema de presas del río Grijalva es la base para la seguridad de la planicie tabasqueña. Dicha operación ha variado con el tiempo y se ha plasmado en las curvas guía desde 1980.

El modelo presentado para analizar las zonas de riesgo a inundaciones puede ser una herramienta para apoyar el ordenamiento territorial en una planicie de inundación,

en términos de cuáles usos del suelo no son compatibles con el efecto combinado del tirante y la velocidad que puede producir una creciente en dicho territorio.

Recibido: 17/02/12

Aceptado: 01/08/13

Referencias

CEPAL-CENAPRED-SEPLAN. *Impacto socioeconómico de las inundaciones registradas en el estado de Tabasco de septiembre a noviembre de 2011*. México, DF: Comisión Económica para América Latina y el Caribe-Centro Nacional de Prevención de Desastres-Secretaría de Planeación y Desarrollo Social del Estado de Tabasco, 2012, pp. 132 y 138.

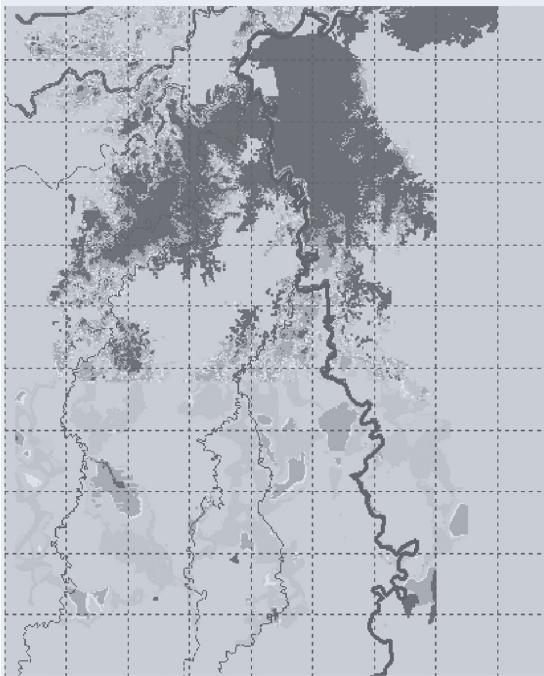


Figura 24. Peligro de inundaciones para la planicie tabasqueña.

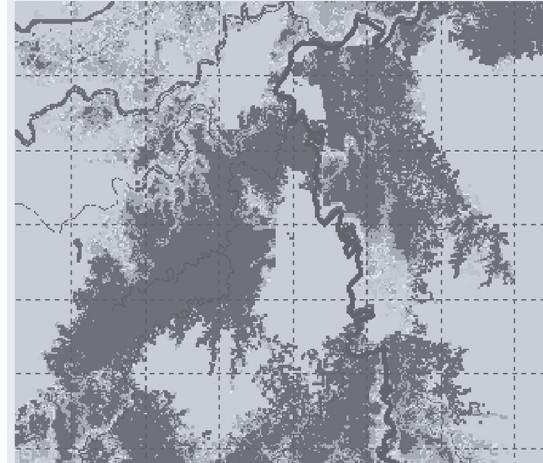


Figura 26. Mapa de peligro por inundación, privilegiando la construcción de bordos y muros.

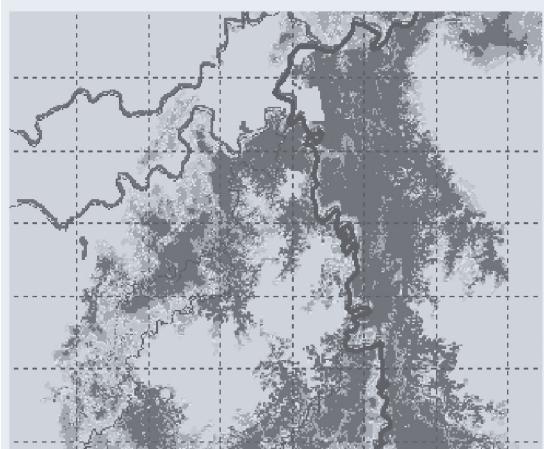


Figura 25. Mapa de peligro de inundación, privilegiando el drenaje de la cuenca.

CONAGUA. *Se confirma efectividad de las obras de protección del PHIT, construidas por la Conagua en Tabasco* [en línea]. México, DF: Comisión Nacional del Agua octubre, 2011. Disponible en World Wide Web: [http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Comunicados/Comunicado%20de%20Prensa%20358-11%20\(Tabasco\).pdf](http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Comunicados/Comunicado%20de%20Prensa%20358-11%20(Tabasco).pdf).

CONAGUA. *Estudio de Factibilidad del Proyecto Integral contra Inundaciones en Tabasco*. México, DF; Comisión Nacional del Agua, 2000.

FUENTES, O. y FRANCO, L. *Modelo matemático de áreas de inundación* [en línea]. CENAPRED. Cuadernos de investigación. Núm. 41, México, D.F., mayo, 1997, pp. 3-6. Disponible en World Wide Web: <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/3112011modelomat.pdf>.

ORTIZ-PÉREZ, M.S., SIEBE, C. y CRAM, S. Diferenciación Geográfica de Tabasco. Capítulo 14 305-322. En Bueno, J., Álvarez, E. y Santiago, S. (editores). *Biodiversidad del Estado de Tabasco*. México, D.F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2005, 386 pp.

RIVERA-TREJO, F. *Inundaciones en Tabasco*. Asociación Nacional de Protección Civil, AC. Foro: Los Retos de la Protección Civil [en línea]. Querétaro, marzo, 2011, pp. 9. Disponible en World Wide Web: <http://www.anpcmexico.org/documents/eventos/fotolosretosdelaproteccióncivilqueretaromarzo2011/inundacionestabascofabinriveratrepdf>.

RUBIO, H. y TRIANA, C. *Gestión integrada de crecientes, estudio del caso Grijalva*. [en línea] Associated Programme on Flood Management, septiembre de 2006, p. 8. Disponible en World Wide Web: http://www.apfm.info/publications/casestudies/cs_mexico_full.pdf.

IMTA. *Sistema para la Exhibición de Datos del Ensamble Ponderado de Escenarios de Cambio Climático para México (SEDEPECC)* [en línea]. Consultada en junio de 2007. Disponible en World Wide Web: <http://galileo.imta.mx/aplisedepecc.php?entrar=1>.

SENADO DE LA REPÚBLICA, COMISIÓN DE ASUNTOS HIDRÁULICOS. *Informe de las inundaciones del 2007 en el estado de Tabasco Diagnóstico preliminar*. México, DF: Senado de la República, Comisión de Asuntos Hidráulicos, marzo, 2008, pp. 23. Disponible en World Wide Web: <http://www.imta.gob.mx/gaceta/antiguos/g12-04-2008/informe-tabasco.pdf>.

Dirección institucional de los autores

Dr. Felipe I. Arreguín-Cortés

Subdirector General Técnico
Comisión Nacional del Agua, México
Insurgentes Sur 2416, Colonia Copilco el Bajo,
Delegación Coyoacán
04340 México, D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5174 4400
felipe.arreguin@conagua.gob.mx

M.I. Horacio Rubio-Gutiérrez

Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Riegos
Comisión Nacional del Agua, México
Insurgentes Sur 2416, Colonia Copilco el Bajo,
Delegación Coyoacán
04340 México, D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5174 4400, extensiones 1687 y 1688
horacio.rubio@conagua.gob.mx

Dr. Ramón Domínguez-Mora

Instituto de Ingeniería
Coordinación de Hidráulica
Universidad Nacional Autónoma de México
Círculo Escolar s/n, Ciudad Universitaria,
Delegación Coyoacán,
04510 México D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5623 3675
rdm@pumas.iingen.unam.mx
rdominguezm@iingen.unam.mx

M.I. Faustino de Luna-Cruz

Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Avenida Universidad 3000,
Delegación Coyoacán
04510 México D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5623 3600
Fax: +52 (55) 5616 2164
fluc@pumas.iingen.unam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

DETERMINACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES EN LA CUENCA DEL RÍO YUNA, REPÚBLICA DOMINICANA

• Quyen Melina Bautista-de-los-Santos* •
Universidad Iberoamericana, República Dominicana

*Autor de correspondencia

Resumen

BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, Q.M. Determinación de caudales ambientales en la cuenca del río Yuna, República Dominicana. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 33-40.

Se han estimado los caudales ambientales utilizando el método del análisis del Rango de Variabilidad (RVA, por sus siglas en inglés) y los Indicadores de Alteración Hidrológica (IHA), en tres puntos de la cuenca del río Yuna (Embalses de Hatillo, Rincón y Blanco), localizada en República Dominicana. Las series de caudales diarios para cada sitio de estudio fueron obtenidas mediante una combinación de generación sintética de caudales mensuales y desagregación en caudales diarios. Los treinta y tres (33) parámetros calculados en cada punto fueron utilizados para prescribir regímenes de caudales ambientales, demostrando que la aplicación del método es factible en el contexto local, pese a las dificultades encontradas en el levantamiento y procesamiento de los datos.

Palabras clave: caudales ambientales, caudales ecológicos, alteración hidrológica, Enfoque del Rango de Variabilidad, Yuna.

Abstract

BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, Q.M. *Determination of Environmental Flows in the Yuna River Basin, Dominican Republic*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 33-40.

Environmental flows were estimated using a range of variability analysis (RVA) and hydrological alterations indicators (HAI) at three points in the Yuna River basin (Hatillo, Rincón and Blanco reservoirs), located in the Dominican Republic. The series of daily flows for each study site were obtained using a combination of synthetically generated monthly flows and disaggregated daily flows. The 33 parameters calculated for each point were used to determine environmental flow regimes, demonstrating that the application of the method is feasible at the local level, in spite of the difficulties found to survey and process the data.

Keywords: *Environmental flows, ecological flows, hydrological alterations, variability of range approach, Yuna.*

Introducción

Los “caudales ambientales” o “caudales ecológicos” son regímenes de flujo capaces de mantener el funcionamiento, composición y estructura del ecosistema fluvial del cauce por el cual circulan en condiciones naturales (García-de-Jalón y González-de-Tánago, 1998). Una revisión global sobre el tema indicó la existencia de 207 metodologías de estimación de caudales ecológicos propuestas desde la década de 1940 (Tharme, 2003); estas metodologías han sido clasificadas y descritas por varios autores (Arthington y Zalucki, 1998; Tharme, 2003; Acreman y Dunbar, 2004). En la actualidad se

favorece la aplicación de métodos que consideren la variabilidad natural de los caudales y su impacto sobre los ecosistemas, en sustitución de los métodos inicialmente propuestos, que asignan un valor fijo de caudal ambiental durante todo el año (por ejemplo, el Método Montana; Tennant, 1976, citado por Tharme, 2003), el cual prescribe el caudal ecológico como el 10% del caudal medio anual y es todavía el método utilizado en la República Dominicana). Es por esto que la presente investigación se propone realizar una estimación de caudales ambientales aplicada a la República Dominicana, utilizando métodos más abarcadores y acordes con las recomendaciones actuales. Dicha estimación

se realizará en tres sitios de la cuenca del río Yuna ($5\ 630\ km^2$), la mayor cuenca del país, correspondientes a las tres obras de regulación de mayor importancia e impacto en la cuenca: los embalses de Hatillo, Rincón y Blanco, cuyas capacidades de almacenamiento son 441, 75.50 y $0.73\ Mm^3$, respectivamente.

Metodología

La estimación de caudales ecológicos se ha hecho aplicando el método del Enfoque del Rango de Variabilidad (RVA, por sus siglas en inglés) (Richter *et al.*, 1997), la cual es una metodología fundamentada en el uso de Índices de Alteración Hidrológica (IHA, siglas en inglés) (Richter *et al.*, 1996). Los IHA son 33 parámetros relevantes desde el punto de vista ecológico, divididos en cinco grupos de acuerdo con cinco características fundamentales de los regímenes hidrológicos: magnitud, sincronización, frecuencia, duración y tasa de cambio, los cuales son utilizados para prescribir caudales ecológicos. La metodología RVA ha sido ampliamente utilizada (Richter *et al.*, 1998; Bragg *et al.*, 1999; Black *et al.*, 2002; Brunke, 2002; Baeza-Sanz y García-del-Jalón, 2004; Opperman, 2006; Limbrunner, 2010) debido a la facilidad de su aplicación y flexibilidad, comparado con los métodos de simulación de hábitats. Para la aplicación del método se han seguido los siguientes pasos indicados por Richter *et al.* (1997):

1. Generación de series de caudales diarios. Para los sitios estudiados, las series de caudales diarios encontradas en las instituciones que registran este tipo de datos estaban incompletas y no tenían la extensión requerida (20 años o más), por lo que generaron de manera sintética tres serie de 50 años de caudales diarios (una para cada uno de los sitios de estudio) utilizando la siguiente metodología:
 - a) Análisis de datos (estimación de las estadísticas básicas).
 - b) Normalización de series de caudales mensuales utilizando transformaciones; las transformaciones usadas fueron la logarítmica, gamma, Box Cox y Potencial, que fueron evaluadas utilizando la Prueba de Filliben (los coeficientes de correlación deben ser mayores que 0.987 para $n > 100$; Rodríguez, 2012) y la Prueba del Sesgo (valores entre +0.5 y -0.5 para aceptar la normalidad de los datos; Brown, 2012).
 - c) Ajuste de modelo ARMA(p,q) periódico univariado o PARMA(p,q) univariado a las series de caudales, utilizando el método de los mínimos cuadrados.
 - d) Generación estocástica de serie de caudales mensuales utilizando el PARMA(p,q) ajustado. Fueron generadas series de cincuenta años de extensión utilizando el modelo ajustado para cada uno de los sitios de estudio; el modelo PARMA (Periodic Autoregressive-Moving-Average) ha sido ampliamente utilizado en la generación de caudales estacionales y caudales periódicos (mensuales), especialmente los modelos con orden bajo (PARMA(1,0) y PARMA(1,1); (Salas *et al.*, 1997).
 - e) Desagregación de caudales mensuales a caudales diarios utilizando la metodología de Acharya y Ryu (2012), la cual preserva el balance de masa y las características estadísticas de la serie histórica.

La generación de caudales mensuales descrita anteriormente fue realizada utilizando el *software Stochastic Analysis, Modeling, and Simulation* (SAMS), versión 2007, desarrollado por Sveinsson *et al.*, en el año 2007. La desagregación de caudales mensuales a caudales diarios fue realizada utilizando una hoja de cálculo y mediante la elaboración de macros en *Visual Basic for Applications* (VBA) para facilitar los cálculos hechos.

2. Caracterización del rango natural de variación de caudales utilizando 33 parámetros hidrológicos, conocidos como Indicadores de Alteración Hidrológica

- (IHA, por sus siglas en inglés; Richter *et al.*, 1996). Para la estimación de los IHA fue utilizado un *software* desarrollado por The Nature Conservancy para tales fines (The Nature Conservancy, 2011).
3. Selección de 33 rangos de variación, uno para cada IHA, que serán los objetivos del sistema de manejo. El rango de variación seleccionado para el análisis no paramétrico realizado (estadísticas en función de percentiles) fue el rango comprendido entre el percentil 25% y 75%, según las recomendaciones de Armstrong y Parker (2003).

Resultados

Los resultados del Análisis IHA para la presa de Hatillo arrojan un caudal medio mensual para el periodo 1950-1999, normalizado por el área, según se muestra en la figura 1. Se verifica un aumento en los caudales medios mensuales en los meses de mayo, y de octubre a diciembre. El periodo de estiaje se extiende desde enero hasta abril, y se verifica un periodo de recesión de caudales entre junio y julio. El rango de variabilidad de los caudales medios mensuales, estadísticas de caudales bajos anuales y otras mediciones adicionales que se utilizan en el RVA como objetivos de manejo se presentan en el cuadro 1. Para el embalse de Rincón, el caudal medio mensual para el periodo 1950-1999, normalizado por el área, se muestra en la figura 2. Se verifica un aumento en los caudales medios mensuales en los meses de mayo, y de octubre a enero. El periodo de estiaje se extiende desde febrero hasta abril, y se verifica un periodo de recesión de caudales entre junio y septiembre. El rango de variabilidad de los caudales medios mensuales, estadísticas de caudales bajos anuales, y otras mediciones adicionales que se utilizan en el RVA como objetivos de manejo se presentan en el cuadro 1. Los resultados del análisis IHA para el Embalse de Blanco arrojan un caudal medio mensual para el periodo 1950-1999, normalizado por el área, según se muestra en la figura 3. Se verifica

un aumento en los caudales medios mensuales en los meses de mayo a julio, y de septiembre a noviembre. El periodo de estiaje se extiende desde diciembre hasta abril, y se verifica un periodo de recesión de caudales en los meses de julio y agosto. El rango de variabilidad de los caudales medios mensuales, estadísticas de caudales bajos anuales, y otras mediciones adicionales que se utilizan en el RVA como objetivos de manejo se presentan en el cuadro 1.

Discusión

Fase de recolección/adquisición de datos

Las series de caudales diarios disponibles del río Yuna tienen datos faltantes desde días hasta años, y datos en periodos de tiempo no coincidentes, lo que implica un mayor trabajo a la hora de adecuar dichas series para su posterior uso. Los archivos con las series de caudales son entregados en formato .txt, con una configuración no fija (numerosos saltos y espacios, en un formato no estandarizado), lo que dificulta trabajar con los mismos debido a que primero deben ser organizados.

Fase de generación de caudales diarios

En el proceso de generación de caudales se dificulta la aplicación de técnicas sencillas de extensión de caudales diarios, como la regresión lineal, debido a que las estaciones hidrométricas tienen numerosos datos faltantes y datos en periodos de tiempo no coincidentes.

La segunda mejor opción es la generación sintética de los caudales, técnica utilizada en el presente estudio para la obtención de las series de caudales diarios, pero que tiene limitaciones en la generación de caudales bajos, por lo cual, los resultados obtenidos en la estimación de los indicadores, tasa de ascenso, tasa de bajada y número de reversas, deben tomarse con precaución (Richter *et al.*, 1997). La tercera técnica recomendada, que es la modelación hidrológica, requiere de numerosos datos

Cuadro 1. Rango de variabilidad de caudales, embalses de Hatillo, Rincón y Blanco. Periodo del análisis: 1950-1999 (50 años).

	Hatillo					Rincón					Blanco				
	10%	25%	50%	75%	90%	10%	25%	50%	75%	90%	10%	25%	50%	75%	90%
Parámetros Grupo 1															
Marzo	3.829	11.75	19.84	29.85	35.07	1.94	3.875	6.73	9.635	14.48	2.035	2.237	2.458	3.388	5.539
Abril	9.539	14.43	22.32	32.25	36.23	2.84	5.3	8.183	10.88	12.81	2.012	2.132	2.574	3.353	5.839
Mayo	10.11	15.87	27.2	51.16	80.91	5.282	7.178	9.58	16.78	22.9	2.311	3.114	4.071	7.57	9.743
Junio	6.725	13.93	19.04	29.31	92.5	2.912	5.978	8.755	13.43	18.02	4.483	4.716	5.29	7.362	10.56
Julio	6.065	9.567	18.03	29.59	67.3	3.175	5.9	7.535	8.858	12.43	3.559	3.964	5.052	5.927	7.463
Agosto	9.666	19.51	21.82	42.52	67.67	3.348	4.343	6.495	9.825	11.61	2.309	2.925	3.76	4.573	5.331
Septiembre	6.264	11.55	25.54	42.39	65.59	4.314	6.06	7.768	8.984	10.46	3.693	4.252	5.668	6.381	6.921
Octubre	15.56	22.75	29.71	41.84	58.02	4.545	6.295	8.49	11.05	12.67	4.492	6.045	7.061	8.285	9.99
Noviembre	7.067	24.6	43.83	61.03	77.5	3.37	6.778	9.055	11.28	17.49	6.187	6.74	7.644	10.03	12.43
Diciembre	10.83	18.26	38.16	70.57	89	1.86	4.405	14	17.43	21.54	2.508	2.999	5.656	7.204	8.131
Enero	8.749	13.95	25.58	31.81	37.65	2.143	3.155	11.71	17.44	23.44	2.37	3.652	4.928	6.202	7.284
Febrero	4.285	12.46	18.23	22.86	28.28	0.9	2.414	7.71	10.94	17.59	2.534	3.002	4.066	4.818	5.373
Parámetros Grupo 2															
1-día mínimo	2.544	2.798	4.291	6.38	7.806	0.418	0.87	1.615	2.113	3.607	1.064	1.41	1.673	1.962	2.358
3-días mínimo	2.653	2.945	4.406	7.211	10.48	0.494	0.8817	1.688	2.317	3.976	1.064	1.457	1.755	2.006	2.489
7-días mínimo	2.72	3.143	4.514	8.181	13.21	0.7216	0.935	1.834	2.595	4.656	1.064	1.484	1.792	2.122	2.632
30-días mínimo	3.898	4.621	9.249	13.42	19.9	0.9857	1.88	2.373	4.718	6.422	1.835	2.11	2.293	2.738	3.335
90-días mínimo	7.024	9.892	16.39	22.3	27.71	2.503	3.74	5.683	7.912	9.383	2.892	3.364	4.079	4.347	4.765
1-día máximo	125	193	241.8	458.1	852.5	36.56	54.91	70.75	98.86	171.2	18.96	22.59	27.24	37.09	60.29
3-días máximo	109.2	142.3	181.3	247.9	367.6	27.52	39.34	49.74	73.09	94.76	15.31	15.89	19.51	31.53	36.22
7-días máximo	72.04	106.1	127.9	179.3	230.9	22.78	28.68	38.35	52.86	68.2	12.77	13.53	14.44	19.49	21.77
30-días máximo	37.3	56.33	82.78	116.8	171.7	13.74	17.83	23.25	29.71	36.41	8.27	9.266	11.33	13.61	15.85
90-días máximo	27.82	41.66	58.07	78.48	116.1	9.969	11.47	16.83	22.03	25.98	7.04	7.369	8.419	10.73	12.11
Núm. días cero caudal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Índice caudal base	0.07558	0.09556	0.1478	0.2172	0.3273	0.06601	0.111	0.1853	0.2322	0.3732	0.1749	0.2658	0.3189	0.381	0.4225
Parámetros Grupo 3															
Fecha de caudal mín	330.9	32	84.5	107	215.8	341	34	64	119	227.2	25.2	33	91	122	123
Fecha de caudal máx	160.9	244	305.5	350	26.2	130.1	144	335	346.5	47.9	152.6	242	270	322	323
Parámetros Grupo 4															
Conteo pulsos bajos	3	5	10	14	18	4	6	10	13	14.9	4.2	6	9	11	15.8
Duración pulsos bajo	2	3	4.75	7	11.8	2	3	5	7	10.8	2.6	3	4	6.5	9
Conteo pulsos altos	6.1	9	14	18	22.7	10	13	16	21	23	9	11	14	17	19
Duración pulsos alto	1	2	2.25	3.125	5	1	2	2	3	4	1.1	2	3	3.625	5
Parámetros Grupo 5															
Tasa de subida	2.253	3.304	4.268	5.881	7.986	0.546	0.6475	0.86	1.171	1.684	0.4159	0.4852	0.5897	0.7034	0.8057
Tasa de bajada	-4.325	-3.172	-1.949	-1.584	-1.118	-0.89	-0.7387	-0.6	-0.495	-0.4005	-0.3685	-0.3366	-0.2985	-0.2413	-0.2132
Número de reversas	118.2	127	131.5	139.3	147.9	132.1	137	143	151	156.8	112	120	126	131	135

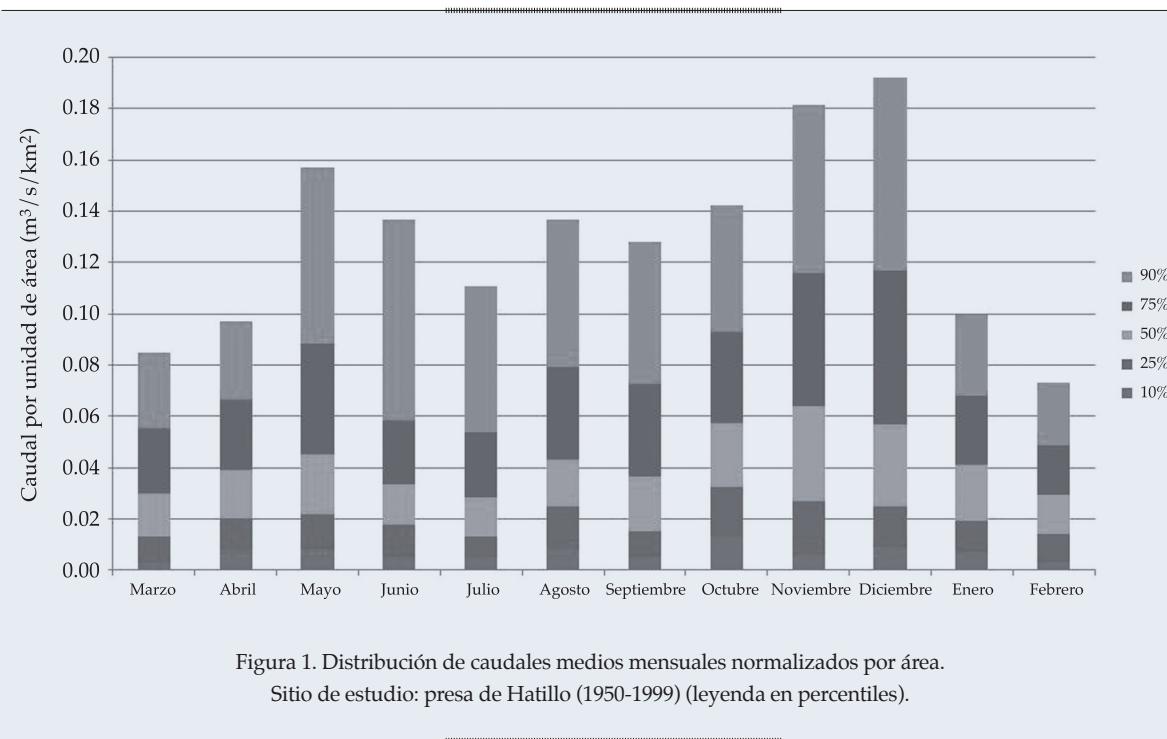


Figura 1. Distribución de caudales medios mensuales normalizados por área.
Sitio de estudio: presa de Hatillo (1950-1999) (leyenda en percentiles).

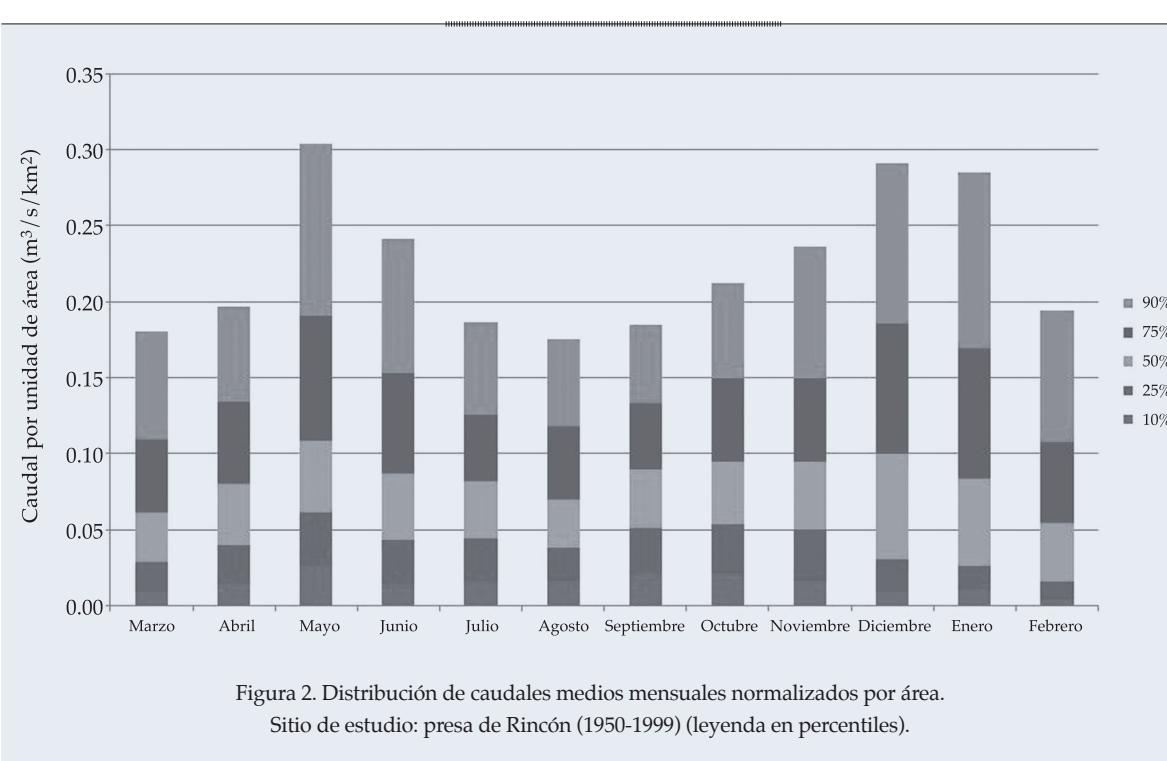


Figura 2. Distribución de caudales medios mensuales normalizados por área.
Sitio de estudio: presa de Rincón (1950-1999) (leyenda en percentiles).

para su correcta aplicación y validación de resultados, por lo que su aplicación se dificultaría mucho más en nuestro contexto. Otra opción sería generar los caudales de la

época de estiaje o caudales bajos, y los caudales de la época de crecida con técnicas diferentes, para fines que se encuentren documentadas en la literatura y que generen buenas estimaciones.

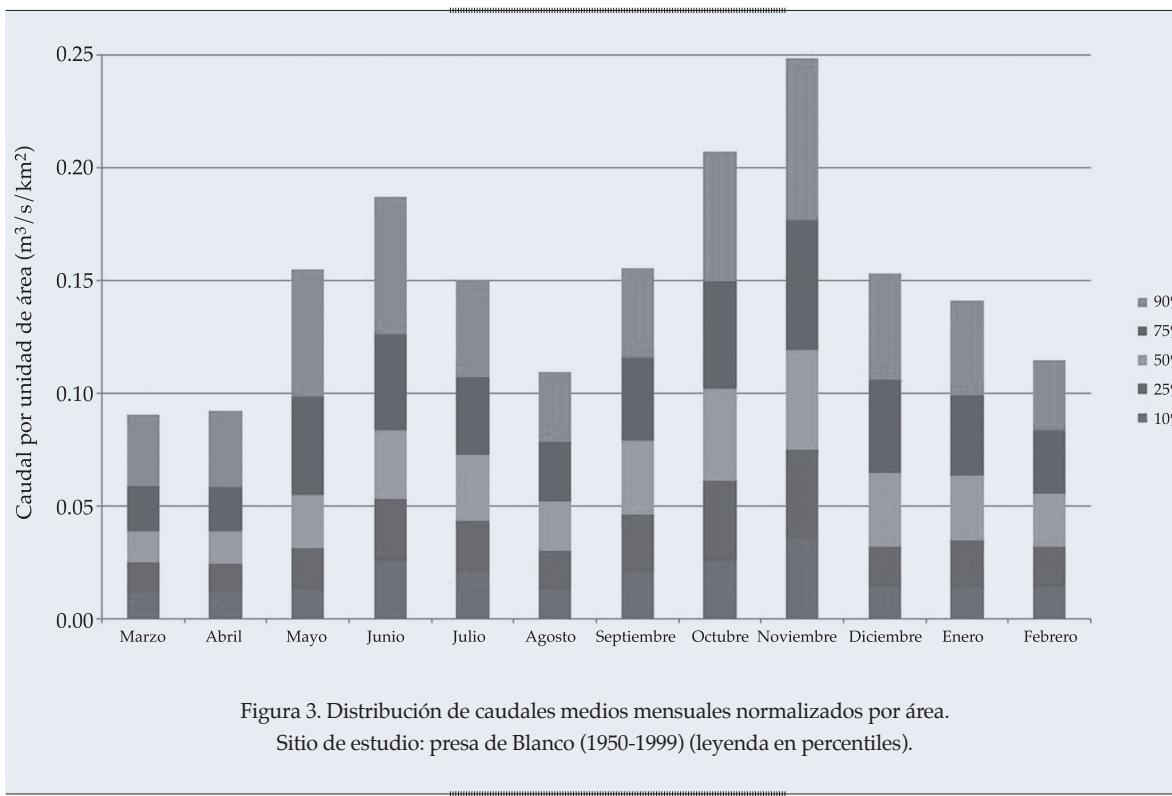


Figura 3. Distribución de caudales medios mensuales normalizados por área.

Sitio de estudio: presa de Blanco (1950-1999) (leyenda en percentiles).

Fase de generación de caudales ecológicos

El régimen de caudales ecológicos estimado con el método es sin lugar a dudas significativamente mejor que el resultado obtenido con el método que se utiliza en la actualidad en el país (el método de Montana de Tennant (1976), citado por Tharme, 2003). Una vez fijada una metodología (como lo que se ha hecho en el presente estudio), puede utilizarse para todos los estudios posteriores de estimaciones de caudales ecológicos con este método.

Operación de los embalses

Según los datos de operación suministrados por la Empresa de Generación Hidroeléctrica (EGEHID), los embalses de Hatillo y Rincón no utilizan sus desagües de fondo, salvo en contadas excepciones durante el año. Por lo que, en el caso de Hatillo, el caudal ecológico manejado está asociado con los volúmenes turbinados, que son posteriormente vertidos

al río. En el caso de Rincón, al existir un contraembalse que deriva las aguas turbinadas para el riego, el caudal manejado con fines ecológicos del sistema completo (embalse+contraembalse) está determinado por las salidas del contraembalse. La hidroeléctrica de Blanco, según los datos suministrados por EGEHID, libera un caudal casi igual al caudal de entrada, por lo que la alteración hidrológica que genera sería nula. Esto se debe a que el embalse de Blanco está completamente sedimentado, por lo que ha perdido su capacidad de almacenamiento (Jiménez-Ramírez y Farías, 2012).

Conclusiones

La aplicación de la metodología RVA y los IHA para la determinación de caudales ecológicos es una opción factible en el contexto dominicano, ante la situación actual de conocimiento y aplicación limitados sobre el tema en el país. La misma es una metodología más completa y abarcadora que el método

tradicionalmente utilizado, y constituye una opción recomendada para hacer estimaciones de caudales ecológicos, pese a las limitaciones y dificultades existentes. Los resultados obtenidos en este estudio pueden ser utilizados para elaborar un programa de operación de los embalses consensuado entre las instituciones competentes, para poder armonizar los diferentes usos de los embalses, con la necesidad de proteger el hábitat aguas abajo de las obras. Este programa de operación de los embalses debe acompañarse de un programa de monitoreo ecológico, para verificar la efectividad del régimen de caudales adoptados y modificarlo en dado caso que sea necesario.

Agradecimientos

Esta investigación fue realizada gracias a los aportes económicos del Fondo de Investigación Competitiva UNIBE, 2011.

Recibido: 17/10/12

Aceptado: 12/07/13

Referencias

- ACHARYA, A. and RYU, J. *Stream Flow Disaggregation for Regulated and Unregulated Waterways* [on line] 2012. World Wide Web: <http://www.idahoepscor.org/Uploads/Acharya,%20Anil.pdf>.
- ACREMAN, M. and DUNBAR, M. Defining Environmental River Flow Requirements - A Review. *Hydrology and Earth System Sciences*. Vol. 8, No. 5, 2004, pp. 861-876.
- ARMSTRONG, D.S. and PARKER, G.W. *Assessment of Habitat and Stream Flow Requirements for Habitat Protection, Usquepaug-Queen River, Rhode Island, 1999-2000* [on line]. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-438, 2003. Fecha de acceso: 27/05/2011, 78 pp. World Wide Web: <http://dodreports.com/pdf/ada441417.pdf>.
- ARTHINGTON, A.H. and ZALUCKI, J.M. *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods*. Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation, 1998.
- BAEZA-SANZ, D. and GARCÍA-DEL-JALÓN, D. *The Natural Variability Approach. Application to Five Rivers in the Ebro Basin, Spain* [on line]. Fecha de acceso: 29/05/2011, 2004. World Wide Web: http://www2.montes.upm.es/Dptos/DptoIngForestal/Hidrobiolog%C3%ADA/Publicaciones/Flow_Variability-Baeza.pdf.
- BLACK, A.R., BRAGG, O.M., DUCK, R.W., and ROWAN, J.S. Development of a Method to Assess Ecological Impact Due to Hydrological Regime Alteration of Scottish Rivers. *IAHS Publ.* No. 276, 2002, pp. 45-51.
- BRAGG, O.M., BLACK, A.R., and DUCK, R.W. *Anthropogenic Impacts on the Hydrology of Rivers and Lochs: Literature Review and Proposed Methods*. Report No. W98 (50)I1. Dundee, United Kingdom: University of Dundee, 1999.
- BROWN, S. *Measures of Shape: Skewness and Kurtosis* [on line]. Fecha de acceso: 7/10/2012. World Wide Web: <http://www.tc3.edu/instruct/sbrown/stat/shape.htm>.
- BRUNKE, M. *Floodplains of a Regulated Southern Alpine River* (Brenno, Switzerland): Ecological Assessment and Conservation Options. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Vol. 12, No. 6, 2002, pp. 583-599.
- GARCÍA DE JALÓN, D. y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. *El concepto de caudal ecológico y criterios para su aplicación en los ríos españoles* [on line]. Departamento de Ingeniería Forestal, Escuela de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, 1998. Fecha de acceso: 27/05/2011. World Wide Web: <http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/ejercicios-proyectos-y-casos-1/jalon-tanago-1998.pdf>.
- JIMÉNEZ-RAMÍREZ, H. y FARÍAS, H.D. *Problematización de la sedimentación del embalse de Valdesia, República Dominicana*. Fecha de acceso: 15/10/2012. World Wide Web: http://irh-fce.unse.edu.ar/Rios2003/TC/TC_2_5.pdf.
- LIMBRUNNER, J. *IHA Applications* [on line]. 2010. Fecha de acceso: 29/05/2011. World Wide Web: <http://conserveonline.org/workspaces/isha/documents/ihapps/view.html>.
- OPPERMAN, J. *Indicators of Hydrologic Alteration Analysis for the Patuca River* [on line]. 2006. Fecha de acceso: 29/05/2011. World Wide Web: <http://conserveonline.org/workspaces/isha/documents/opperman1106/view.html>.
- RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J.M., and BROWN, D.P. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*. Vol. 10, No. 4, 1996, pp. 1163-1174.
- RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., BRAUN, D.P., and POWELL, J. A Spatial Assessment of Hydrologic Alteration within a River Network. *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 14, 1998, pp. 329-340.
- RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., WIGINGTON, R., and BRAUN, D.P. How Much Water does a River Need? *Freshwater Biology*. Vol. 37, 1997, pp. 231-249.
- RODRÍGUEZ, G. *Generalized linear models* [on line]. Fecha de acceso: 7/10/2012. Disponible en: <http://data.princeton.edu/wws509/notes/c2s9.html>.
- SALAS, J.D., DELLEUR, J.W., YEVJEVICH, V., and LANE, W.L. *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*. Colorado: Water Resources Publications, 1997, 485 pp.
- SVEINSSON, O.G.B., SALAS, J.D., LANE, W.L., and FREVERT, D.K. *Stochastic Analysis, Modeling, and*

Simulation (SAMS), Version 2007. User's Manual. December, 2007. Fecha de acceso: 16/10/2012. World Wide Web: http://www.enr.colostate.edu/Sams-CSU-USBR/SAMS/Resources/SAMS2007_User_Manual.pdf.

THARME, R.E. A global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging Trends in the Development and Application of Environmental Flow Methodologies for Rivers. *River Research Applications*. Vol. 19, 2003, pp. 397-441.

THE NATURE CONSERVANCY. *Indicadores de alteración hidrológica, versión 7.1. Manual del usuario* [en línea]. Junio de 2011. Fecha de acceso: 16/10/2012. World Wide Web: <http://www.conservationgateway.org/Files/Pages/indicadores-de-alteraci%C3%B3n.aspx>.

Dirección institucional de la autora

Quyen Melina Bautista de los Santos

Universidad Iberoamericana (UNIBE)
Ave. Francia 129, Gazcue
Santo Domingo, D.N., REPÚBLICA DOMINICANA
Teléfono: +1 809 6885 983, extensión 1198
q.bautista@unibe.edu.do



[Haga clic aquí para escribir al autor](#)

ELECTROCOAGULATION TO REMOVE SILICA FROM COOLING TOWERS WATER

• Iván Emmanuel Villegas-Mendoza* • Alejandra Martín-Domínguez •
• Sara Pérez-Castrejón • Silvia Lucila Gelover-Santiago •

Mexican Institute of Water Technology

*Corresponding author

Abstract

VILLEGAS-MENDOZA, I. E., MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., PÉREZ-CASTREJÓN, S. & GELOVER-SANTIAGO, S.L. Electrocoagulation to Remove Silica from Cooling Towers Water. *Water Technology and Sciences* (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 41-50.

This paper presents the results of a study carried out about the effect of water quality on the removal of dissolved silica using an electrocoagulation process with aluminum electrodes. Silica is found in replacement water (RW), usually known as make up water, and in cooling tower blowdown water (CTBW). Tests were conducted on a small pilot scale ($\sim 2 \text{ lmin}^{-1}$) with a continuous flow device. The treatment train consisted of electrocoagulation (EC), flocculation, sedimentation and sand filtration. Two distinct RW and two CTBW with different physicochemical characteristics were studied. The response variables analyzed were: efficiency of aluminum to remove silica (ratio mg l^{-1} of dosed Al^{3+} / mg l^{-1} SiO_2 removed), removal efficiency of dosed Al^{3+} , hydraulic head loss throughout the electrochemical reactor and voltage. The cost of the treatment for the four types of water is discussed. The ratio mg l^{-1} Al^{3+} dosed / mg l^{-1} silica removed ranged from 1.09 ± 0.06 to 1.33 ± 0.05 when treating RW and 0.85 ± 0.1 when treating CTBW. The consumption costs of energy, chemicals and electrodes for RW treatment ranged from US\$ 0.52 to 0.74 m^3 , and was approximately US\$ 0.53 m^3 for CTBW.

Keywords: Aluminum, blowdown, cooling tower, electrocoagulation, make-up, silica, water quality, concentration cycles.

Resumen

VILLEGAS-MENDOZA, I. E., MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., PÉREZ-CASTREJÓN, S. & GELOVER-SANTIAGO, S.L. Elektrokoagulation para remover sílice en agua de torres de enfriamiento. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 41-50.

El presente artículo muestra los resultados de un estudio que se llevó a cabo para evaluar el efecto de la calidad del agua en la remoción de sílice disuelto mediante un proceso de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio. El sílice se encuentra en el agua de repuesto (RW) y de purga de las torres de enfriamiento (CTBW). Las pruebas se hicieron a escala semipiloto a flujo continuo en un tren de tratamiento consistente de electrocoagulación (EC), flocculación, sedimentación y filtración en arena. Se estudiaron dos RW y CTBW, con características fisicoquímicas diferentes. Las variables de respuesta analizadas fueron las siguientes: eficiencia del aluminio para remover sílice (relación mg l^{-1} de Al^{3+} dosificado/ mg l^{-1} de sílice removido), eficiencia de remoción de Al^{3+} dosificado, pérdida de carga hidráulica a través del reactor electroquímico y el voltaje. Se calculó el costo del tratamiento de los cuatro tipos de agua. La relación mg l^{-1} de Al^{3+} dosificado / mg l^{-1} de sílice removido osciló de 1.09 ± 0.06 a 1.33 ± 0.05 al tratar RW, mientras que para CTBW fue de 0.85 ± 0.1 . Los costos de energía, sustancias químicas y consumo de electrodos para el tratamiento de RW oscilaron de US\$ 0.52 a US\$ 0.74 m^3 , y el costo del tratamiento de CTBW fue de aproximadamente US\$ 0.53 m^3 .

Palabras clave: aluminio, purga, torre de enfriamiento, electrocoagulación, agua de repuesto, sílice, calidad del agua, ciclos de concentración.

Introduction

One of the most effective strategies to reduce water demand in industries is to reduce replacement water or make up water (RW) consumption in cooling towers (CT), since these equipments consume large amounts of water (Hinrichs and Kleinbach, 2012). The high

concentration of silica (up to 100 mg l^{-1}) contained in groundwater commonly used as RW in certain regions throughout Mexico and Latin America (Demadis and Neofotistou, 2004), causes that the CTs operate at low concentration cycles. Cycles of concentration (CC) is the number of times that a chemical species of reference (in this case the silica), can increase its concentration before

a portion of the water is discarded to avoid precipitation in heat transfer equipment. If X is a reference substance, then:

$$CC = (\text{concentration of } X \text{ in blowdown} / \text{concentration of } X \text{ in makeup water}) \quad (1)$$

RW in a CT can be calculated using Eq. (2), if the drift (figure 1) is considered near to zero

$$RW = E^*CC / (CC - 1) \quad (2)$$

Where E is the amount of evaporated water and CC represents the concentration cycles

On the other hand, cooling tower blowdown water (CTBW) can be estimated with Eq. (3)

$$CTBW = RW / CC \quad (3)$$

According to these equations, if CC increases, the required RW diminish and so does CTBW (Seneviratne, 2007). Figure 1 illustrates the main currents in a CT.

Several treatment methods exist to remove silica; however, the most common one has been chemical coagulation (ChC). This treatment is efficient in the removal of soluble and colloidal silica (Sheikholeslami and Bright, 2002), but has inherent problems in the cost, maintenance and production of sludge (Emamjomeh and

Sivakumar, 2009). Chuang *et al.* (2006) reported that the removal efficiency was about 7.4 mg Al₂O₃/mg SiO₂ when dosing poly-aluminium chloride (PACl) or alum in a range from 30 to 150 mg/L as Al₂O₃, this represents a 4:1 (aluminium:silica) mass relationship. There are other methods that can remove silica efficiently; these include nanofiltration, reverse osmosis, ion exchange and electro-deionization. Nevertheless, the costs of these methods are higher than those for chemical methods (Zeng *et al.*, 2007).

Electrocoagulation (EC) is an electrochemical technique that has been suggested as an alternative to conventional coagulation, and is characterized by its low sludge production, no addition of chemicals and easy operation (Emamjomeh and Sivakumar, 2009; Pérez-Castrejón *et al.*, 2012). The main difference between EC and ChC is the manner in which metal ions are added to water. EC produces flocks of metal hydroxides by electro-dissolution of soluble anodes, usually made up of iron or aluminium, while ChC promotes the formation of hydroxides by using metal salts such as aluminium sulfate or ferric chloride (Comninellis and Chen, 2010).

Several studies using EC to remove silica have been carried out: Den and Wang (2006); Kin *et al.* (2006); Wang *et al.* (2009); Liao *et al.* (2009); Schulz *et al.* (2009); however, only the last two authors worked with representative cooling tower water. On the other hand, up to our knowledge, there are not studies where the convenience of treating replacement water with respect to treat cooling tower blowdown water is analyzed.

This paper presents the results of treating make-up water from wells (RW) and cooling tower blowdown water (CTBW) at a pilot small scale. The results were used to determine the technical and economic feasibility of treating RW or CTBW in an EC process combined with a conventional clarification system for silica removal.

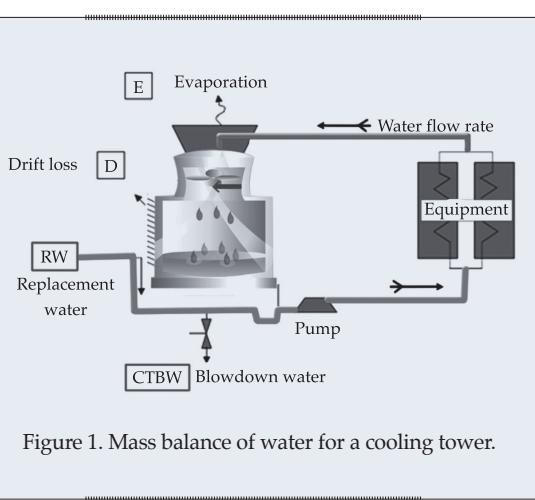


Figure 1. Mass balance of water for a cooling tower.

Methodology

Type of water used

The water used in this study was obtained from two water supply wells (RW1, RW2); the water quality is different as they come from two distinct locations. On the other hand, two different blowdown cooling tower samples coming from two different industries (CTBW1, CTBW2) were the other studied matrices. The relevant quality parameters of the four sources of water are shown in table 1.

The RW1 matrix has been extensively studied by our working group under different conditions of operation, consistent previously obtained results ensures us that the system is stable and that the results are statistically reproducible (Villegas-Mendoza, 2009, 2011; Gelover-Santiago *et al.*, 2012). RW2 and CTBW1 come from the same cooling tower.

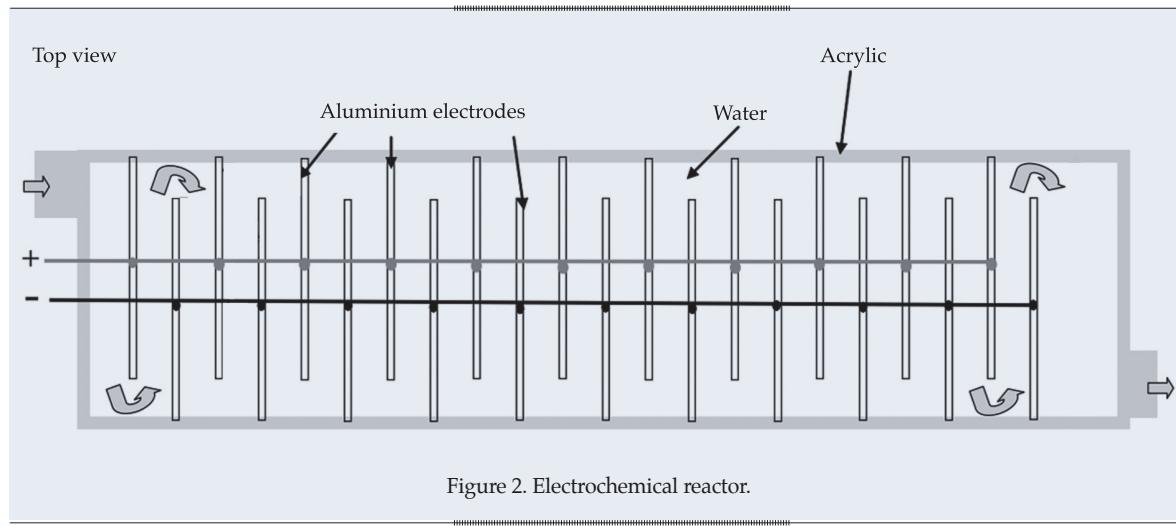
Description of experimental equipment and response variables

The experiments were carried out using a pilot small scale EC system, with a plug flow electro-chemical reactor attached directly to a three-stage mechanical flocculator followed by a high rate settler and a gravity-fed sand filter.

The reactor was made from acrylic having the shape of a rectangular parallelepiped with a dimension of height: 10 cm, length: 78 cm and width: 15 cm. Placed inside the reactor were 60 aluminium electrodes measuring $8 \times 4 \times 0.5$ cm each, connected like deflecting screens in a monopolar arrangement (figure 2), forcing the water to behave like a flow plug throughout the reactor. The space between the electrodes was 0.6 cm and the total active anodic area of the electrodes was 0.19 m^2 . The hydraulic head loss in the reactor was measured by a mercury differential manometer, allowing an evaluation

Table 1. Quality of analyzed water.

	RW1	RW2	CTBW1	CTBW2
pH	7	8.64	8.6	7.13
Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	200	795	1 625	1 290
Silica (mgL^{-1})	50	83	164	195
Sulfates (mgL^{-1})	25.2	83	250	298
Chlorides (mgL^{-1})	8.38	43.1	111	338
Turbidity (NTU)	0.05	0.05	14	35.1



of the blockage caused by the formation of deposits on the surface of the electrodes.

The electrical power required to establish the desired theoretical concentration of Al^{3+} in each one of the experiments was calculated using Faraday's law (Comninellis and Chen, 2010; Pérez-Castrejón *et al.* 2012). It was supplied using a Sorensen DLM 40-15 model power source and the polarity of the electrodes was shifted every hour. The current density and flow rate of operation were 71 Am^{-2} and 1.7 Lmin^{-1} respectively. In order to remove deposits formed during the preceding tests, at the beginning of each experiment the reactor was chemically washed with a solution at 30 % of commercial product with hydrochloric acid as the active ingredient. The response variables were:

- Efficiency of aluminium to remove silica (mg l^{-1} dosed Al^{3+} / mg l^{-1} of removed silica), after settler and filter.
- Efficient removal of dosed aluminium, after settler and filter.
- Hydraulic head loss (indirect measurement of the obstruction by deposits in the reactor).
- Voltage variation (indirect measurement of the passivation of the electrodes).

The data of silica removal efficiency were statistically analyzed. First of all, the data for RW1 were compared with data previously published by our group (Gelover-Santiago *et al.*, 2012), for the same water matrix (RW1) using the same pilot plant, aluminium cathodes and anodes, applying similar current densities and switching the polarity during the test. After this, a Student's t-test for media comparison was applied to contrast the values for silica removal for the four types of water considered.

Analytical determinations

The concentration of silica and aluminium was determined by colorimetry with a DR/2010 Hach spectrophotometer by the Aluver and

Molybdate methods, respectively. The pH was determined with an Orion 420A potentiometer model and the conductivity with an Orion 145 Model.

The film in the passivated electrodes was characterized using a X-Ray diffractometer Rigaku DMAX-2200 with a radiation K-alfa of copper. Intensities were measured in the 2θ range between 3° to 100° , with a two theta step of 0.02° and a scanning velocity of $1^\circ/\text{min}$ 36 kV and 30 mA. The identification of crystal phases was carried out with the software Jade 6.5 and the database of the powder diffraction patterns (PDF) of the International Centre for Diffraction Data (ICDD).

Tests description

Effect of water quality on silica removal. Having found the best conditions of pH and velocity gradients in the reactor and the flocculator (Villegas-Mendoza, 2011), data not shown in this paper, continuous runs were performed for each type of water using the EC small pilot. The values of pH that optimize aluminum flocks formation and consequently silica removal were as follows: RW1 = 7, RW2 = 6, CTBW1 = 5.5, and CTBW2 = 5, it was noticed that as sulphate concentration increases pH value should decrease in order to achieve the highest aluminium hydroxide precipitation.

The aluminium dose was set at $\sim 60 \text{ mg l}^{-1}$, which corresponds to the highest concentration that can be obtained with the power source used. This was done in order to analyze the efficiency of high doses of aluminium to remove silica. The response variables were measured every one or two hours along the duration of the tests, which provided between 6 and 8 operation data in a steady state system. This allowed to obtain enough data to carry out a statistical analysis applying a Student's test (comparison of two means), and to compare the results among the different kinds of water.

As the head loss in the EC reactor began to increase (figure 3b), the flow was increased in order to drag hydraulically deposits that form on the electrode surface, except in the case of

CTBW2, that was used as reference to see what is the result when this operating condition was not implemented.

The operation of the system was stopped when the voltage began to increase. The increasing in the voltage is considered as an indicative of the electrodes passivation. The increase in head loss suggests mechanical obstruction in the reactor.

Cost of treatment. Once the behavior of the four types of water was analyzed, the energy costs for the oxidation of aluminium, as well as those of aluminium foil itself and chemicals needed to set pH at the optimum values of operation, were calculated for each matrix.

These factors were considered because they are the main contributions and can widely vary depending on the water quality characteristics. The cost for aluminium oxidation depends on voltage, which is a function of the conductivity. The required doses of aluminium depend on the silica concentration and the amount of acid necessary to reach the pH to maximize the silica removal depends on characteristics of the water such as alkalinity.

The following data were considered for cost calculation: a) electric energy = US\$0.12 KW-h; b) aluminium plates = US \$4.85 / kg aluminium; c) Hydrochloric acid to adjust pH = US \$0.16 / L; at a rate exchange of \$14.00 MXN = 1 US \$.

Results and discussion

Analysis of the effect of water quality

The four types of water were tested using continuous EC small pilot system between eight and ten hours per day and the data were plotted with respect to real hours of work. Figure 3a shows the voltage with respect to time of operation. This voltage is the necessary supplied voltage to guarantee the required electric current for the aluminium production pursued. Two observations can be done according to the tendency of this variable: the voltage with clean electrodes depends inversely on the conductivity, and the passivation starts in general after approximately 10 hours of work. The passivation is a phenomenon characterized by the gradual increase in the electrical power required to set the desired current in the electrolytic cell during the operation of the system. In this case, the passivation does not depend significantly on the quality of the water, but may depend on the current density, that was a fixed parameter similar for the four types of water.

Figure 3b shows the hydraulic head loss, measured with the mercury manometer, with respect to time of operation. In all the tests the head loss increased significantly between the fourth and sixth hour of operation. Once the

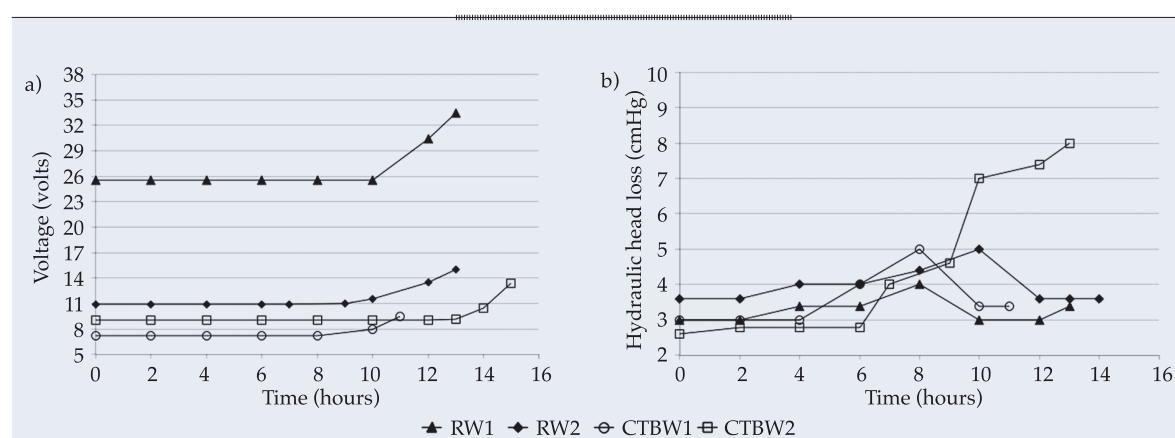


Figure 3. Variation of a) voltage, and b) hydraulic head loss in relation to operation times.

head loss increased, we look to push it down by hydraulic flushing, increasing drastically the flow of operation for ~ 10 seconds (except in the CTBW2 test, where this washing method was not implemented as a measure of comparison). This allowed a temporary recover of the initial head loss and the cleaning off of most of the soft and spongy deposits present on the electrodes, however, it did not help to stop the passivation process, indicating that this phenomenon is associated with the presence of deposits strongly adhered to the electrode surface. Through studies of powder X-ray diffraction, the main component of the inlay was identified as bayerite insoluble Al(OH)_3 when we used well water in the tests.

This second type of deposit can be partially removed with chemical washing and can be completely removed only by mechanical abrasion.

It has been consistently observed during the here presented and previous experiments, that an increase in the head loss is always followed by an augment in the voltage. This is important because once the head loss increases we can expect that the passivation of the electrodes shortly begin.

In figure 4, the concentrations of silica and aluminium at the filter exit are shown as a

function of time. Only data from the second hour and beyond have been considered for the statistical analysis, because the hydraulic residence time for the treated water in the system is around 2 h. As can be observed in figure 4b, due to the optimization performed with the settler-filter looking for concentrations below 0.2 mg l^{-1} , the aluminium was almost totally removed in every case, corresponding to a removal efficiency of more than 99%.

From the Gelover-Santiago *et al.*, study (2012), the values for the relation mg l^{-1} dosed $\text{Al}^{3+}/\text{mg l}^{-1}$ of removed SiO_2 , measured at the exit of the settler, were in the interval 1.22 ± 0.12 while for the present job were 1.36 ± 0.05 . According to the t-test, both media values belong to the same interval at a 95% level of confidence. This is an indication of the reproducibility of the system.

The amount of residual dissolved silica and the relation dosed $\text{Al}^{3+}/\text{SiO}_2$ removed have more reproducible values along the experimentation time for tests with make up water (groundwater) than those observed in cooling tower blowdown (figure 4a). In the same figure it can be observed that more silica was removed from blowdown water than from groundwater.

The statistical analysis showed that the silica removed in both blowdown samples had

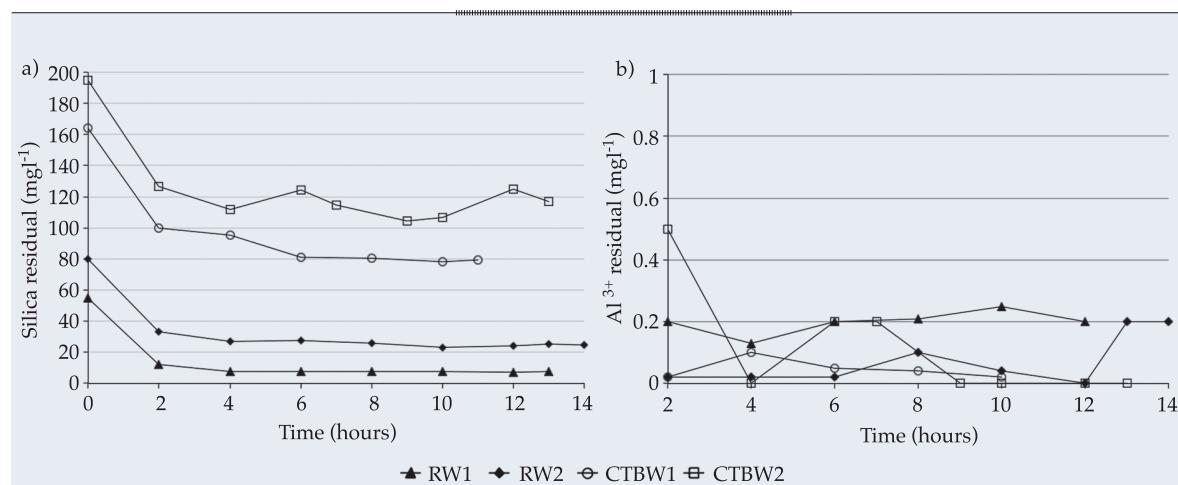


Figure 4. Variation of a) residual silica, and b) residual Al^{3+} , in the filter effluent, with respect to time of operation.

not significant differences (95% of confidence), but, a different situation occurs for the silica removed in the two groundwater samples, where the removed silica from RW1 was different from that from RW2. In addition, the amounts of removed silica were statistically different between groundwater and blowdown water (figure 5).

This behavior has nothing to do with the aluminum produced, because the means of this parameter are significantly equal between the four types of water studied, contrary to what would be expected based on their chloride concentration, because as reported in the literature (Vargel, 2004), this ion favors the oxidation of aluminum and therefore its production. However, no clear relationship was observed with respect to this ion. Other authors report on the combined effect of the presence of sulphate and chloride ions. In our case the four matrices contained a certain amount of sulphates, according to Trompette and Vergnes, 2008, and Huang *et al.* (2009), sulphates can preserve the passive alumina film (Al_2O_3) naturally present over aluminium surface, situation that can counter the corrosive effect of chloride ions.

The greater removal of silica observed with the two types of blowdown water, with respect to the two types of well water, is rather explained by the fact that the sedimentation step is more efficient when the water contains

suspended solids, as is the case of purge water. However, the higher efficiency in RW2 with respect to RW1 can only be explained by a higher conductivity, or that RW2 starts with a higher concentration of silica. This behavior requires further study, but has been observed by our working group, that the lower the concentration of silica, the system is less efficient.

The dissolved silica after sedimentation and after filtration were almost the same and something similar occurred with the final concentrations of aluminium, this fact means that the sedimentation step was highly efficient in removing the flocks, and that filtration is a polishing step.

The analysis of the relation dosed Al^{3+} / SiO_2 removed confirmed that silica removal is more efficient for blowdown water than for groundwater. The amount of aluminium necessary to remove one unit of silica is higher than the unit in the case of groundwater while is around 0.8 for blowdown water. The complexity of the blowdown water matrices, rich in salts and with the presence of diverse chemicals such as dispersants, biocides and corrosion inhibitors is an important factor that must be studied separately to identify its impact in the proposed process.

Treatment cost

After quantifying the cost of the treatment, where the amount of aluminium produced, the acid consumed and the electric energy were considered, it was clear that water conductivity is a very important parameter to be considered as it strongly affects the final price of the treatment (figure 6). In the present study RW1 ($\text{US } \$0.74\text{ m}^{-3}$) had the highest treatment cost due to its low conductivity which significantly increases electrical energy consumption. The costs for the other three types of water were: RW2 ($\text{US } \$0.52\text{ m}^{-3}$), CTBW1 ($\text{US } \0.53 m^{-3}) and CTBW2 ($\text{US } \$0.52\text{ m}^{-3}$), i.e. almost the same price for similar aluminium doses. It must be known that the unitary prices will be higher

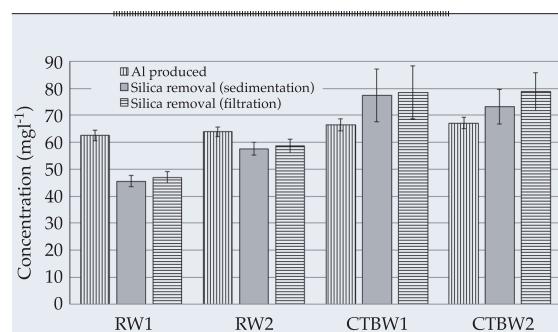


Figure 5. Produced aluminium and removed silica. Average values and confidence intervals are shown in each case for every one of the four types of water studied.

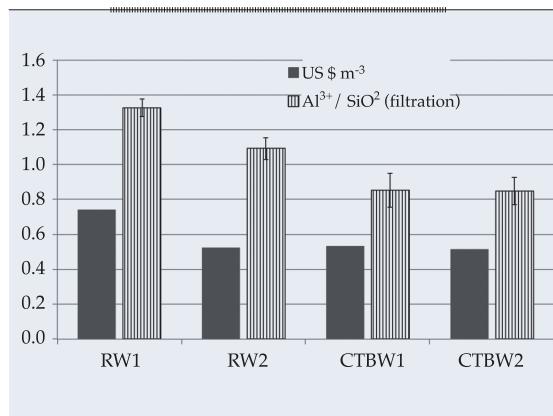


Figure 6. Relation produced aluminium-removed silica and unitary cost per cubic meter.

for higher concentrations of silica, as it will demand higher doses of aluminium per cubic meter of treated water and then more electric current.

Cost for CTBW Treatment

Besides the cost and efficiency of the treatment, another factor to be considered in deciding the matrix to treat, is the desired final concentration of silica and the possibilities for reuse the recovered water. In the present study, RW2 is the replacement water used in a cooling tower whose blowdown current is CTBW1, this CT works at CC = 1.97 (164 mgL⁻¹ of silica in blowdown and 83 mgL⁻¹ of silica in the make up). Applying the proposed treatment to CTBW1 allowed us to reach a silica concentration similar to the one present in the make up water source. In this situation it is possible to recover all the water from the blowdown and reuse it in the system as make up water managing the same CC, saving first use water and with no blowdown discharge.

As a manner of illustration if $E = 100$ L s⁻¹, RW2 = 203 L s⁻¹, and CTBW1 = 103 L s⁻¹, according to equations 2 and 3. Treating CTBW1 has a cost of US \$ 0.53 m⁻³, the convenience or not of treating such a current depends on the price of groundwater; i.e. on what is more expensive extracting groundwater or treating the blowdown.

In contrast, if one decides to treat the RW2 current instead of CTBW1, the initial concentration of silica can be lowered from 83 up to ~25 mg/L making then possible to reach up to 6.4 CC. In this case, using equations 2 and 3 for the hypothetic situation of the previous paragraph, it will be necessary to treat 118.5 L s⁻¹ of make up water at a cost of US \$ 0.52 m⁻³ with a rate of 18.5 L s⁻¹ blowdown. It means that for this particular example the cheaper option is to treat the blowdown current.

In a second case, where the CT blowdown had the CTBW2 characteristics, and the hypothetic requirement to be reused as a make up water was to reach a final silica content of 50 mgL⁻¹, the treatment would not allow such condition, so the cost to down the silica concentration from 195 mgL⁻¹ to 50 mgL⁻¹, will be very high. Under these conditions the dilemma is whether to treat the blowdown or continue using groundwater as make up. The final decision will depend on the water availability and price.

Conclusions

Electrocoagulation is a technically feasible option to reduce silica concentration in cooling towers water. The application of this treatment could help to reduce the huge amount of make up water usually demanded by cooling processes.

The results obtained in this job allow us to conclude that the cost of the treatment is an inverse function of water conductivity, however the function is not linear and for the conductivities explored in this job, higher than that for the RW1 water, there were not significantly differences in the energy consumption associated with the conductivity.

The amount of silica to be removed is another important parameter to be considered in the cost as it determines the amount of aluminium to be dosed. There is a linear function between the amount of aluminium and the required electric current (energy). For this parameter the relationship dosed aluminium- required energy is linear for a regime of constant flux.

The overproduction of aluminium must be strictly controlled otherwise the relation dosed $\text{Al}^{3+}/\text{SiO}_2$ removed increases significantly just making the treatment more expensive without any additional benefits.

The stoichiometric relationship found in this job between aluminium and silica is nearly 1:1 (mass:mass). This value is significantly less than that reported in the literature for the conventional application of aluminium salts where the relation is 4:1 aluminium:silica.

For the studied conditions the proposed treatment was more efficient in terms of the relation dosed $\text{Al}^{3+}/\text{SiO}_2$ removed when it was applied to blowdown water and it was associated with the higher content of suspended solids for this matrix, even though this fact requires additional studies. However to work with blowdown water causes a major variability in the system and since the water quality of this matrix can be very variable along a daily basis, the control of the treatment system turns complicated.

The decision of which of the matrices to treat, make up water or blowdown, in order to increase the concentration cycles to save water is strongly dependent on the silica concentration of both matrices, on the make up water quality and on the water availability and price. Treating blowdowns could be convenient for high water scarcity zones.

The process will result attractive for systems with a low value of CC. In the case of actually high CC, the relation silica in blowdown/silica in make up water is expected to be high and as we have shown, the removal of a high silica concentration will be very expensive without any additional real benefit.

Acknowledgements

This job has been supported by the FSIDTE-CONACYT, project CFE-2008-CO7-89054.

Received: 11/12/12

Accepted: 09/08/13

References

- CHUANG, S.H., CHANG, T.C., OUYANG, C.F., and LEU, J.M. Colloidal Silica Removal in Coagulation Processes for Wastewater Reuse in High-Tech Industrial Park. *Water Science and Technology*. Vol. 55, No. 1-2, 2006, pp. 187-195.
- COMINELLIS, C. and CHEN, G. *Electrochemistry for the Environment*. New York: Springer, 2010, 564 pp.
- DEMADIS, K. and NEOFOTISTOU, E. Inhibition and Growth Control of Colloidal Silica: Designed Chemical Approaches. *Materials Performance*. Vol. 43, No. 4, 2004, pp. 38-42.
- DEN, W. and WANG, C. Parameter Optimization and Design Aspect for Electrocoagulation of Silica Nanoparticles in Water Polishing Wastewater. *Water Science and Technology*. Vol. 53, No. 6, 2006, pp. 187-194.
- EMAMJOMEH, M.M. and SIVAKUMAR, M. Review of Pollutants Removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/flotation Processes. *Journal of Environmental Management*. Vol. 90, No. 5, 2009, pp. 1663-1679.
- GELOVER-SANTIAGO, S.L., PÉREZ-CASTREJÓN, S., MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., and VILLEGRAS-MENDOZA, I.E. Electrogeneration of Aluminium to Remove Silica in Water. *Water Science and Technology*. Vol. 65, No. 3, 2012, pp. 434-439.
- HINRICH, R.A. and KLEINBACH, M.H. *Energy: Its Use and the Environment*. Fifth edition. Boston: Cengage Learning, 2012, 640 pp.
- HUANG, C., CHEN, L., and YANG, C. Effect of Anions on Electrochemical Coagulation for Cadmium Removal. *Separation and Purification Technology*. Vol. 65, No. 2, 2009, pp. 137-146.
- KIN, K., TANG, H., RAGHAVAN, S., and MARTINEZ, S. Treatment of Chemical-Mechanical Planarization Wastes by Electrocoagulation/ElectroFenton Method. *IEEE Transactions on Semiconductor Manufacturing*. Vol. 19, No. 2, 2006, pp. 208-215.
- LIAO, Z., GU, Z., SCHULZ, M.C., DAVIS, J.R., BAYGENTS, J.C., and FARRELL, J. Treatment of Cooling Tower Purge Water Containing Silica, Calcium and Magnesium by Electrocoagulation. *Water Science and Technology*. Vol. 60, No. 9, 2009, pp. 2345-2352.
- PÉREZ-CASTREJÓN, S., RIVERA-HUERTA, M.L., MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., GELOVER-SANTIAGO, S.L., PIÑA-SOBERANIS, M., GÓMEZ-ROJAS, A., HERNÁNDEZ-YÁÑES, C., and CORTÉS-MUÑOZ, J.E. Technical and Economic Comparison of Chemical Coagulation and Electrocoagulation to Remove Arsenic from Drinking Water. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. 3, 2012, pp. 5-21.
- SCHULZ, M.C., BAYGENTS, J.C., and FARRELL, J. Laboratory and Pilot Testing of Electrocoagulation for Removing Scale-Forming Species from Industrial Process

- Waters. *International Journal of Environmental Science and Technology*. Vol. 6, No. 4, 2009, pp. 521-526.
- SENEVIRATNE, M. *A Practical Approach to Water Conservation for Commercial and Industrial Facilities*. Oxford: Elsevier, 2007, 400 pp.
- SHEIKHOLESLAMI, R. and BRIGHT, J. Silica and Metals Removal by Pretreatment to Prevent Fouling of Reverse Osmosis Membranes. *Desalination*. Vol. 143, No. 3, 2002, pp. 255-267.
- TROMPETTE, J.L. and VERGNES, H. On the Crucial Influence of Some Supporting Electrolytes during Electrocoagulation in the Presence of Aluminum Electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 163, No. 2-3, 2008, pp. 1282-1288.
- VARGEL, C. *Corrosion of Aluminium*. Oxford: Elsevier, 2004, 626 pp.
- VILLEGAS-MENDOZA, I.E. *Silica Removal from Water for Cooling Towers Using an Electrochemical Method*. Graduate Thesis (In Spanish). Cuernavaca, México: Autonomous University of the State of Morelos, 2009.
- VILLEGAS-MENDOZA, I.E. *Influence of Physicochemical and Hydraulic Parameters in the Efficiency of Silica Removal using an Electrocoagulation System*. Master Degree Thesis (In Spanish). Mexico, D.F.: National Autonomous University of Mexico, 2011.
- WANG, C., CHOU, W., CHEN, L., and CHANG, S. Silica Particles Settling Characteristics and Removal Performances of Oxide Chemical Mechanical Polishing Wastewater Treated by Electrocoagulation Technology. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 161, No. 1, 2009, pp. 344-350.
- ZENG, Y., YANG, C., PU, W., and ZHANG, X. Removal of Silica from Heavy Oil Wastewater to be Reused in a Boiler by Combining Magnesium and Zinc Compounds with Coagulation. *Desalination*. Vol. 216, No. 1-3, 2007, pp. 147-159.

Author's institutional address

M.C. Iván Emmanuel Villegas-Mendoza

Ph.D. Alejandra Martín-Domínguez

M.C. Sara Pérez-Castrejón

Ph.D. Silvia Lucila Gelover-Santiago

Mexican Institute of Water Technology

Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso

62550 Jiutepec, Morelos, México

Teléfono: +52 (777) 3293 600

mr.villegass@hotmail.com

alejandra_martin@tlaloc.imta.mx

sara_perez@tlaloc.imta.mx

sgelover@tlaloc.imta.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

USO INDUSTRIAL DEL AGUA EN MENDOZA, ARGENTINA: COEFICIENTES PARA LA INDUSTRIA ALIMENTICIA

• Alicia Elena Duek* • Graciela Elena Fasciolo •

Instituto Nacional del Agua, Argentina

*Autor de correspondencia

Resumen

DUEK, A.E. & FASCIOLI, G.E. Uso industrial del agua en Mendoza, Argentina: coeficientes para la industria alimenticia. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 51-62.

Aproximadamente el 50% de los establecimientos industriales de la provincia de Mendoza, Argentina se concentra en los rubros de alimentos y bebidas. En zonas áridas como ésta, el consumo y la eficiencia en el uso del agua requieren de especial atención en todos los sectores de la demanda: doméstico, riego, industrial y ambiental. Las industrias de Mendoza utilizan fundamentalmente agua subterránea, ya sea para refrigerar, como materia prima o para la limpieza en distintas partes del proceso productivo; en este último caso, con retorno al sistema hídrico. El conocimiento del volumen de agua que utilizan tales industrias es importante para diversas aplicaciones, como el cálculo del agua virtual de los productos, y para la realización de balances hídricos que incorporan los usos sectoriales en el nivel de cuenca. Para conocer el consumo de agua por parte de la industria alimenticia de Mendoza, el presente trabajo propone utilizar coeficientes que relacionen volumen de agua con materia prima procesada o producto elaborado. Éstos se pueden aplicar para efectuar las estimaciones por cuenca del volumen de agua utilizada por tales industrias. Los coeficientes primarios se obtuvieron a partir de entrevistas presenciales en industrias con diferentes escalas de producción, tales como bodegas, cerveceras, elaboradoras de bebidas no alcohólicas, y conserveras de frutas y hortalizas. Asimismo, para cada rama de actividad se explica el uso de agua en el proceso. Los valores de coeficientes obtenidos a partir de las entrevistas se compararon con aquellos provenientes de bibliografía local e internacional.

Palabras clave: usos del agua, industrias alimenticias, coeficientes, Mendoza.

Abstract

DUEK, A.E. & FASCIOLI, G.E. *Industrial Water Use in Mendoza, Argentina: Coefficients for the Food Industry*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 51-62.

Approximately 50% of the industries in the province of Mendoza, Argentina are related to food and drinks. In arid regions such as this one, the consumption and efficient use of water requires special attention by all demand sectors, including domestic, irrigation, industrial and environmental. The industries in Mendoza mostly use groundwater, including for cooling, as a prime material or for cleaning during different parts of the productive process. In this latter case, returning it to the hydric system. Knowledge about the water volume used by these industries is important for diverse applications, such as calculating virtual water products and obtaining water balances that incorporate the uses by sector at the basin level. To identify the water consumed by the food industry in Mendoza, the present work proposed using coefficients relating water volume with the prime material processed or the produced product. These can be applied to perform estimates per basin of the volume of water used by these industries. The main coefficients were obtained based on in-person interviews in industries with different production scales, such as warehouses, producers of beer and non-alcoholic drinks and fruit and vegetable preservers. In addition, the use of the water in the process is explained for each branch of activity. The coefficient values obtained from the interviews were compared with those reported by the local and international literature.

Keywords: Water uses, food industries, coefficients, Mendoza.

Fundamentos, antecedentes y objetivos

El agua juega un rol muy importante en el procesamiento de alimentos. La industria ma-

nufacturera la utiliza en diversas etapas del proceso: como elemento de transferencia de calor (para calentar o enfriar), como elemento para la limpieza o como componente del propio

producto. Según ello, puede ser uso consuntivo o bien puede ser desechado y vertido como agua residual, luego de ser utilizada. Algunos autores diferencian el concepto de "consumo" del de "extracción", para distinguir el uso consuntivo de agua de aquella residual. También destacan que, en el mundo, el total de agua superficial y subterránea extraída por la industria es normalmente mucho mayor que la cantidad de agua consumida (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 2006).

Dentro del circuito de uso de agua también hay que considerar aquel volumen que si bien no integra el uso consuntivo, origina un flujo que retorna a algún punto del sistema hídrico, dentro o fuera del establecimiento industrial.

Para la provincia de Mendoza, Argentina, no hay estimaciones precisas del uso de agua por parte del sector industrial. En el Diagnóstico Físico Ambiental del Marco Estratégico Mendoza, elaborado por la Universidad Nacional de Cuyo (2004), se presenta un balance hídrico en donde se muestra que el riego es el sector que utiliza la mayor cantidad de agua en las cuencas provinciales y en segundo lugar el agua potable. En el mismo estudio se alerta sobre la poca información disponible sobre uso industrial. Debe tenerse en cuenta también que en Mendoza, en los últimos años y luego de la crisis económica de 2001, el sector industrial ha

crecido considerablemente, como consecuencia del impulso a la vitivinicultura.

En el cuadro 1 puede verse que la industria manufacturera en la provincia de Mendoza representa el 15% del producto bruto geográfico (PBG) provincial. Está compuesta por una amplia variedad de ramas de actividad, siendo las más representativas la de extracción y procesamiento de petróleo, y la elaboración de alimentos y bebidas. Este último sector es el que se aborda en el presente estudio.

Casi la mitad de los establecimientos (49.8%) de la industria manufacturera corresponde al rubro de alimentos y bebidas: industria vitivinícola, industria de alimentos conservados y no conservados, e industria de bebidas no vínicas. En el cuadro 2 se muestra la cantidad de establecimientos industriales por rama de actividad, según información del Instituto de Desarrollo Industrial, Tecnológico y de Servicios (IDITS).

En relación con la distribución geográfica del agua que utilizan los establecimientos industriales del rubro alimentos y bebidas, en el cuadro 3 se puede observar que en las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán Inferior, o sea, en el oasis Norte, se encuentra la mayor cantidad de establecimientos, quedando en evidencia, una vez más, la presión sobre el recurso hídrico que existe en estas cuencas en cuanto a las otras cuencas (UNCuyo, 2004).

Cuadro 1. Distribución del PBG provincial según sector económico en Mendoza, Argentina, 2010.

Sector económico	Porcentaje del PBG
Comercio, restaurantes y hoteles	25%
Servicios comunales, sociales y personales	16%
Industria manufacturera	15%
Explotación de minas y canteras	14%
Establecimientos financieros	11%
Agropecuario	8%
Transporte y comunicaciones	7%
Construcciones	2%
Electricidad, gas y agua	2%
Total	100%

Fuente: DEIE Mendoza.

Cuadro 2. Establecimientos industriales de la industria manufacturera por rama de actividad en Mendoza, Argentina, 2003, en cantidad y porcentaje.

Rama de actividad	Cantidad	Porcentaje
Vitivinícola	684	24%
Alimentos conservados	344	12.1%
Alimentos no conservados	289	10.1%
Bebidas no vínicas	103	3.6%
Metalmeccánica	658	23.1%
Papel y gráfica	233	8.2%
Madera y muebles	225	7.9%
Industrias de base minera	96	3.4%
Textil y cueros	85	3.0%
Química y petroquímica	78	2.7%
Plásticos	58	2.0%
Total	2 853	100%

Fuente: IDITS.

Cuadro 3. Distribución de establecimientos vitivinícolas, alimentos conservados y no conservados, y bebidas no vínicas, por cuenca, en Mendoza, Argentina, 2003, en porcentaje.

Cuenca	Vitivinícola s/684 establecimientos	Alimentos conservados s/344 establecimientos	Alimentos no conservados s/289 establecimientos	Bebidas no vínicas s/103 establecimientos
Río Mendoza	35.4%	42.4%	69.9%	50.5%
Río Tunuyán Inferior	45.3%	20.6%	7.3%	13.6%
Río Tunuyán Superior	6.6%	4.4%	4.8%	16.5%
Ríos Diamante, Atuel y Malargüe	12.7%	32.6%	18.0%	19.4%
	100%	100%	100%	100%

Fuente: elaboración propia con base en datos de IDITS.

El siguiente trabajo estima coeficientes asociados con el uso de agua en cuanto a la materia prima procesada o a los productos terminados, en los establecimientos industriales vitivinícolas, de alimentos conservados y de algunas bebidas no vínicas.

Metodología

Para abordar la temática del uso del agua en los sectores industriales de Mendoza y obtener elementos para su cuantificación, se realizaron entrevistas a referentes y gerentes técnicos de los distintos establecimientos, utilizando un formulario semiestructurado. El instrumento

de medición utilizado en la recolección de datos es un cuestionario diseñado específicamente para la investigación. Se busca conocer los volúmenes de agua utilizados en los establecimientos industriales por unidad de materia prima o por producto elaborado. La unidad de análisis es el establecimiento y el informante es un referente técnico del mismo. Este instrumento refleja en buen grado el contenido del concepto a medir.

En cuanto a la precisión del instrumento, se aclara que la información obtenida sobre extracción y consumo de agua presenta la variabilidad asociada con la tecnología empleada en cada establecimiento, ya que algu-

nos poseen caudalímetros para medir el agua en diferentes puntos del proceso, mientras que en otros las respuestas están basadas en el conocimiento y la experiencia del informante.

Las ramas de actividades abordadas son las siguientes: bodegas, conserveras de tomates, conserveras de frutas, cerveceras, bebidas gaseosas y aguas minerales.

Los establecimientos estudiados están localizados en los oasis Norte y Centro de la provincia, siendo la muestra seleccionada mediante muestreo dirigido (no probabilístico) a establecimientos representativos y de diferente tamaño, utilizando bases de datos aportadas por el Departamento General de Irrigación (DGI) y Estadísticas del IDITS. En el cuadro 4 se resume la cantidad de establecimientos que integraron la muestra.

Las entrevistas a los establecimientos seleccionados fueron acordadas con los referentes técnicos por teléfono y realizadas por tres investigadores a razón de una por día. La duración promedio de la entrevista fue de dos horas y media y se efectuaron durante el año 2012.

Las dificultades para concertar las entrevistas son propias del sector abordado en el estudio y se deben a los temores de las empresas para brindar información, así como también a los inconvenientes para disponer del tiempo necesario para las mismas. Sin embargo, una vez que se concertó la entrevista, los entrevistados se mostraron sumamente amables con los investigadores, muy dispuestos a brindar información y a mostrar las instalaciones.

El objeto de una muestra dirigida es captar datos de establecimientos representativos que permita, a partir de la estimación de los coeficientes, aplicarlos a la producción provincial. Las entrevistas realizadas utilizando esta muestra se consideran un primer acercamiento a los valores de los coeficientes.

Las variables incorporadas en el formulario de la entrevista son las siguientes:

- Volumen de materia prima procesada.
- Volumen de producción.
- Número de empleados.
- Potencia eléctrica instalada y consumida.
- Energía eléctrica consumida.
- Origen de suministro de agua.
- Destino del agua utilizada.
- Volumen de agua utilizada.
- Tratamiento de las aguas residuales.
- Innovaciones vinculadas con la eficiencia en el uso de agua.
- Sugerencias y comentarios.

La entrevista, si bien respeta el cuestionario base, es abierta, por lo que permite la incorporación de otras variables no incluidas en el mismo y que surgen de forma espontánea. No siempre es posible obtener toda la información cuantitativa de estas variables preseleccionadas, pero se logran aproximaciones valiosas a los fines del estudio.

Los diferentes coeficientes que se elaboran con la información aportada por los establecimientos entrevistados hacen referencia a la cantidad de agua utilizada por volumen de materia prima procesada o por

Cuadro 4. Establecimientos entrevistados por rama de actividad en Mendoza, Argentina, 2012.

Rama de actividad	Cantidad
Bodegas	Tres (dos grandes y uno chico)
Cerveceras	Uno (grande)
Elaboradoras de gaseosas	Uno (grande)
Embotelladoras de agua mineral	Dos (grandes)
Conserveras de frutas y hortalizas	Tres (dos grandes y uno mediano)
Total	10

producto terminado. Se presentan como rangos de límite inferior y superior, y se comparan con los obtenidos por otros estudios locales e internacionales.

Para tener una idea de la magnitud del agua que retorna al sistema, se diseña un indicador que mide la relación entre el volumen de agua retorna al sistema y el volumen de agua extraído, que fue elaborado en rangos mediante la siguiente relación: volumen volcado/volumen extraído x 100.

Se mantiene el compromiso de secreto estadístico, razón por la cual no se presentan resultados individuales ni información identificatoria de los establecimientos visitados.

Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados y discusión para cada una de las industrias analizadas, según se indica en el cuadro 4. Para cada actividad industrial se identifican las principales etapas de uso de agua y se exhiben coeficientes de consumo tanto aquellos obtenidos de entrevistas como los provenientes de bibliografía local e internacional.

Elaboración y fraccionamiento de vinos

El proceso de elaboración y fraccionamiento de vinos presenta pequeñas variaciones, dependiendo de los tipos del mismo, es decir, blancos, tintos, rosados, añejos, jóvenes. Sin embargo, puede simplificarse en las siguientes etapas: recepción y molienda, maceración, fermentación, trasiego, prensado, fermentación maloláctica, clarificación y filtrado, estabilización y fraccionamiento.

El uso del agua en bodegas puede dividirse en dos tipos: el referido a la etapa de elaboración y el correspondiente a la etapa de fraccionamiento. El primero se utiliza para la limpieza de lagares, moledoras y prensas; mientras que el segundo es empleado para el lavado de botellas y damajuanas. A su vez, existen dos lavados: uno externo, que se realiza con agua dura, y otro interno, que se

efectúa con agua ablandada, de modo que se requiere de un sistema de acondicionamiento de la misma. Cabe destacar que durante todo el año el agua es usada para el lavado de piletas, tanques, filtros, pisos, etcétera. Corresponde en su totalidad con el concepto de "agua extraída", es decir, que casi todo el consumo de agua se transforma en efluente.

En relación con los coeficientes de consumo de agua en bodegas, obtenidos de las entrevistas realizadas, el rango de valores se encuentra comprendido entre 1.5 y 20 litros de agua por litro de vino producido. Es posible afirmar que el límite inferior de dicho rango corresponde a bodegas grandes y medianas con mayor conciencia respecto a la sustentabilidad ambiental. Además, un reciente estudio para el consumo de agua en la industria vitivinícola adopta como coeficiente promedio tres litros de agua por litro de vino producido (Duek y Fasciolo, 2012).

La bibliografía local e internacional muestra que los valores de coeficientes coinciden con los comprendidos en el rango recién mencionado. Así puede nombrarse el calculado por Nazrala *et al.* (2003), que es 3.08 litros de agua por litro de vino elaborado. Por su parte, Smith (2010) estima que ciertas bodegas pueden llegar a consumir hasta 20 litros de agua por litro de vino producido. Por último, se puede citar un intervalo propuesto por la Beverage Industry Environmental Roundtable (2011), el cual se encuentra entre 1.46 y 14.83 litros de agua por litro de vino elaborado.

Elaboración de cervezas

La elaboración de cervezas requiere cuatro materias primas fundamentales: agua, cebada, lúpulo y levadura. El primer paso del proceso productivo consiste en la transformación de la cebada en malta. Sin embargo, cabe destacar que dicha etapa no se efectúa en la mayoría de las plantas industriales que elaboran cerveza, sino que existen establecimientos especialmente dedicados a esta actividad.

Las etapas del proceso productivo siguientes al malteado son: molienda, maceración, filtrado, hervido, decantación, fermentación, reposo y filtrado, y embotellado. De éstas, las de mayor consumo de agua son la maceración, el hervido o cocimiento, el filtrado y la fermentación.

Los coeficientes de consumo de agua obtenidos de las entrevistas se encuentran entre 3.8 y 4.5 litros de agua por litro de cerveza elaborada. En esta actividad se trata tanto de "agua consumida" como "extraída", siendo aproximadamente el 75% del agua total la correspondiente a efluente.

Por su parte, Vassolo y Döll (2005) presentan coeficientes entre 3.4 y 25 litros de agua por litro de cerveza elaborada con un promedio de 9.5, y la Beverage Industry Environmental Roundtable (2011) propone un rango comprendido entre los 3.44 y 9.13 litros de agua por litro de cerveza producida.

En el caso de las industrias de elaboración de cervezas, los coeficientes obtenidos de las entrevistas se encuentran en el límite inferior de los citados de bibliografía internacional. Ello se debe a que las industrias de este rubro, radicadas en la provincia de Mendoza, pertenecen a empresas multinacionales, las cuales cuentan con rigurosos objetivos vinculados con la sustentabilidad ambiental.

Elaboración de bebidas gaseosas

El proceso productivo de las gaseosas puede resumirse en las siguientes etapas: tratamiento del agua, elaboración de jarabes, mezclado, carbonatación y llenado. A diferencia de los procesos anteriores, aquí existen consumos de agua en todas las etapas, aunque cabe destacar que el mayor consumo, cercano al 70%, tiene lugar en la mezcla del jarabe con el agua tratada.

Respecto de los coeficientes hallados para esta industria, las entrevistas revelan valores comprendidos entre 1.5 y 2 litros de agua por litro de gaseosa elaborada. En esta actividad es preponderante el "agua consumida".

La Beverage Industry Environmental Roundtable (2011) propone un rango comprendido entre 1.56 y 4.55 litros de agua por litro de gaseosa producida.

En este caso, los coeficientes provenientes de fuentes primarias de información también se encuentran en el límite inferior del citado de bibliografía internacional. Si bien la diferencia es menor, la explicación es la misma que la expuesta para los establecimientos elaboradores de cerveza, es decir, que estas empresas adoptan estándares internacionales para sus indicadores ambientales.

Embotellamiento de aguas minerales

El embotellamiento de agua mineral es el proceso productivo más simple aquí mostrado, caracterizado por las etapas mencionadas a continuación: captación y conducción, almacenado, filtración, microfiltración, embotellado y enfardado. El agua es utilizada principalmente como materia prima, esto es, se trata de un uso consumutivo, al igual que en las bebidas gaseosas. También es empleada para asepsia general de las naves industriales y, como en cualquier otro establecimiento, para servicios de comedor y sanitarios. En este caso, aproximadamente el 35% del agua utilizada se transforma en efluente.

Hasta aquí no se mencionaron etapas consumidoras de agua, que es posible que existan, como el caso del lavado de botellas de vidrios, si se contara con esa línea de producción, y la refrigeración de compresores y sopladoras, si en la planta se soplaran las botellas de polítereftalato de etileno (PET).

Los coeficientes obtenidos de las entrevistas se encuentran entre 1.62 y 1.84 litros de agua por litro de agua embotellada. Además, los entrevistados brindaron coeficientes de otras plantas embotelladoras del país y del mundo, siendo de 2.1 y 1.2 litros de agua por litro de agua embotellada, respectivamente.

La bibliografía internacional propone coeficientes comprendidos en un rango de valores que coinciden con los recién mencionados.

Dicho rango es de 1.22 a 2.57 litros de agua por litro de agua embotellada (Beverage Industry Environmental Roundtable, 2011).

Elaboración de conservas de frutas y hortalizas

Los procesos de elaboración de conservas de frutas y hortalizas son muy similares entre sí, pero lógicamente presentan pequeñas variaciones.

En el caso de la elaboración de conservas de hortalizas, las principales etapas son recepción y selección de la materia prima, lavado, acondicionamiento, inspección, clasificación, envasado, agregado del líquido de cobertura, eliminación interior del aire, remachado, esterilización y enfriamiento. Por su parte, para la elaboración de conservas de frutas se requiere recepción y lavado de la materia prima, lavado, pelado, cortado y descarozado, inspección, enfriamiento, precocción, envasado, elaboración del jarabe, adición del jarabe, esterilización y enfriamiento. En algunos de estos procesos se requiere el pelado de las frutas u hortalizas. Otra cuestión a tener en cuenta en el proceso es el tipo de envase, pues dependiendo de éste, puede resultar necesario el lavado del mismo, el remachado, la esterilización, etcétera.

Las etapas que mayores cantidades de agua requieren en el proceso productivo de conservas de hortalizas son el lavado de las materias primas, el enfriamiento de los envases luego de la esterilización, la concentración y el transporte del producto dentro de la planta. Corresponde de manera fundamental a “agua extraída”, es decir, que casi todo el consumo de agua se transforma en efluente.

Los coeficientes estimados, a partir de las entrevistas, para la industria de conservas de hortalizas se encuentran entre 19.85 y 29.76 litros de agua por kilo de materia prima procesada, y entre 29.76 y 32.72 litros de agua por kilo de producto terminado.

La bibliografía local cita valores comprendidos entre 14.95 y 26.60 litros de agua evacuada por kilo de materia prima procesada y

un coeficiente promedio de 18.9 litros de agua evacuada por kilo de materia prima procesada (Zoia *et al.*, 1983). Mientras que la bibliografía internacional propone un rango de 4.16 a 14.01 litros de agua evacuada por kilo de producto terminado (North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 1998). Asimismo, los entrevistados aseguraron que en sus establecimientos el consumo de agua resulta mucho más elevado que el de otros extranjeros. En efecto, afirman que éstos cuentan con un coeficiente promedio de cinco litros de agua por kilo de materia prima procesada.

Los valores locales hallados en las entrevistas son considerablemente mayores a los citados de la bibliografía internacional, ya que los mismos entrevistados aseguraron que no hacen un uso racional del recurso hídrico, dado que en Argentina la tarifa del agua es muy baja en relación con las de otros países. Debido a esto, dichas empresas no realizan grandes inversiones en tecnologías orientadas a la sustentabilidad.

En cuanto a la elaboración de conservas de frutas, las etapas de mayor consumo de agua son el lavado y pelado de las frutas, el esterilizado y el transporte del producto entre las diferentes etapas del proceso productivo. También se trata de “agua extraída”.

Para esta actividad industrial se realizó una única entrevista y el coeficiente obtenido fue de 18 litros de agua por kilo de materia prima procesada, que puede ser comparado con los calculados por Zoia *et al.* (1983), los cuales se hallan entre 20.6 y 57.3 litros de agua evacuada por kilo de materia prima procesada. Por su parte, la bibliografía internacional propone, para conservas de durazno, un rango de 5.30 a 23.85 litros de agua evacuada por kilo de producto terminado (North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 1998).

En este caso, el coeficiente encontrado en la entrevista se ubica cercano al límite superior del rango presentado de la bibliografía internacional. Si bien los entrevistados sostuvieron que sus consumos son altos debido a

la baja tarifa del recurso hídrico, se mostraron interesados en disminuir tales voltímenes. De hecho, recientemente habían instalado caudalímetros para medir los consumos y contaban con un plan para disminuir los mismos.

Una síntesis de los resultados presentados y la discusión precedente se exhibe en el cuadro 5.

Las unidades de los coeficientes han sido homogeneizadas a fin de realizar comparaciones, ya que la bibliografía internacional los presenta en otras unidades. En el caso de conservas, tanto de hortalizas como de frutas, los coeficientes de bibliografía local e internacional corresponden a "litros de agua evacuada". Dado que en estas ramas de actividad es poco

el uso consuntivo de agua, resulta posible utilizarlos para efectuar comparaciones.

Puede observarse que el rango de consumo de agua por unidad de producto para los establecimientos entrevistados es mucho mayor en la elaboración de conservas de frutas y de hortalizas que en los otros establecimientos de industrias alimenticias, incluso en aquellas que hacen uso consuntivo del agua, llegando hasta 20 veces más el límite inferior (de dicho rango) y casi dos veces su límite superior.

Los establecimientos de industria cervecera entrevistados utilizan agua en valores que están sensiblemente por debajo, o sea menor consumo de agua, que los informados por la bibliografía internacional. La elaboración de gaseosas y el embotellamiento del agua

Cuadro 5. Coeficientes de consumo de agua por rama de actividad industrial en Mendoza, Argentina, 2012.

Ramas de actividad	Coeficientes obtenidos de entrevistas (2012)	Coeficientes de bibliografía local	Coeficientes de bibliografía internacional	Coeficientes locales e internacionales comentados en las entrevistas (2012)
Elaboración y fraccionamiento de vinos	1.5 a 20.0 litros de agua/litro de vino producido	3.0 a 3.1 litros de agua/litro de vino producido (2003/2010/2012)	1.5 a 20.0 litros de agua/litro de vino producido (2010/2011)	s/d
Elaboración de cervezas	3.8 a 4.5 litros de agua/litro de cerveza elaborada	s/d	3.4 a 20.0 litros de agua/litro de cerveza elaborada (2005/2011)	s/d
Elaboración de bebidas gaseosas	1.5 a 2.0 litros de agua/litro de gaseosa elaborada	s/d	1.6 a 4.5 litros de agua/litro de gaseosa elaborada (2011)	s/d
Embotellamiento de aguas minerales	1.6 a 1.8 litros de agua/litro de agua embotellada	s/d	1.2 a 2.6 litros de agua/litro de agua embotellada (2011)	1.2 a 2.1 litros de agua/litro de agua embotellada
Elaboración de conservas de hortalizas	19.9 a 29.8 litros de agua/kilo de materia prima procesada 29.8 a 32.7 litros de agua/kilo de producto terminado	14.9 a 26.6 litros de agua evacuada/kilo de materia prima procesada (1983)	4.2 a 14.0 litros de agua evacuada/kilo de producto terminado (1998)	5.0 litros de agua/kg de materia prima procesada
Elaboración de conservas de frutas	18.0 litros de agua/kilo de materia prima procesada	20.6 a 57.3 litros de agua evacuada/kilo de materia prima procesada (1983)	5.3 a 23.9 litros de agua evacuada/kilo de producto terminado (1998)	s/d

Fuente: elaboración propia y a partir de las citas en texto.

mineral se encuentran en los mismos niveles. Las conserveras de hortalizas están por encima, y la de fruta y bodegas dentro de los rangos.

Aplicaciones: volúmenes de agua utilizada, relación volumen volcado/volumen extraído para las industrias alimenticias de Mendoza y balance hídrico

Los coeficientes de consumo de agua de las industrias alimenticias permiten realizar estimaciones de los volúmenes de agua utilizados por las mismas. En el cuadro 6 se presentan los resultados de dicha aplicación para las tres principales cuencas hidrogeológicas ubicadas en los oasis productivos de la provincia de Mendoza. Las estimaciones se realizaron con base en los resultados de las entrevistas en los establecimientos industriales aplicados a estadísticas provinciales, tales como volumen de vino elaborado, superficie cultivada con tomate y durazno con destino industrial, y rendimientos promedio de cultivos por hectárea.

Si se analiza el cuadro 6, puede inferirse que la cuenca norte de Mendoza demanda, para el uso de la industria alimenticia, el 62% de la demanda provincial de este sector. Cabe destacar que en dicha cuenca es donde se encuentra el mayor aglomerado urbano/

industrial, así como la mayor superficie cultivada.

La relación volumen volcado/volumen extraído surge de las entrevistas realizadas y se agrupa en tres rangos. Los resultados del cuadro 7 muestran, dentro de la variabilidad que expresa el rango, el volumen de agua que retorna al sistema. Puede observarse que el agua que utilizan las elaboradoras y fraccionadoras de vinos, y las conserveras de frutas y hortalizas retorna mayoritariamente al sistema, mientras que un volumen importante del agua que se utiliza en las elaboradoras de cervezas y embotelladoras de agua mineral es retenido en el proceso, es decir, se trata de uso consuntivo.

La estimación de la demanda de agua por parte de las industrias alimenticias es información cuantitativamente importante para conocer la demanda por uso industrial en Mendoza. Los usos sectoriales del agua en la provincia están dados, principalmente, por el uso para riego, doméstico, industrial y ambiental. El conocimiento de la demanda de agua por cada uno de estos sectores aporta información para la realización del balance hídrico, entendiendo el mismo como la diferencia entre la oferta de agua y la sumatoria de las demandas sectoriales. En Mendoza, la oferta está determinada por los

Cuadro 6. Volúmenes de agua utilizada por rama de actividad industrial y por cuenca en Mendoza, Argentina, 2013, en hectómetros cúbicos por año.

Ramas de actividad	Cuenca		
	Río Mendoza y Tunuyán Inferior	Tunuyán Superior	Atuel, Diamante y Malargüe
Elaboración y fraccionamiento de vinos	2.91	0.22	0.28
Elaboración de cervezas	0.66	0	0
Embotellamiento de aguas minerales	1.31	0.18	0
Elaboración de conservas de hortalizas (*)	2.15	0.96	0.20
Elaboración de conservas de frutas (**)	1.34	1.16	2.14
Total cuenca	8.37	2.52	2.62

Fuente: elaboración propia a partir de información estadística provincial.

(*) Los valores corresponden a industrias de elaboración de tomates en conserva, que representa el rubro más importante de la elaboración de conservas de hortalizas en la provincia de Mendoza.

(**) Los valores corresponden a industrias de elaboración de conservas de durazno, que representa el rubro más importante de la elaboración de conservas de frutas en la provincia de Mendoza.

Cuadro 7. Volúmenes de agua utilizada y relación volumen volcado/volumen extraído, por rama de actividad industrial en Mendoza, Argentina, 2013, en hectómetros cúbicos por año y porcentaje.

Ramas de actividad	Volúmenes de agua utilizada (hm ³ /año) (*)	Relación volumen volcado/volumen extraído (%)
Elaboración y fraccionamiento de vinos	3.41	> 80%
Elaboración de cervezas	0.66	40 a 80%
Embotellamiento de aguas minerales	1.49	< 40%
Elaboración de conservas de hortalizas (*)	3.31	> 80%
Elaboración de conservas de frutas (**)	4.64	> 80%
Total	13.51	

(*) Valores calculados a partir del cuadro 6.

ingresos del agua a la cuenca, principalmente por precipitación nívea en alta montaña y por el agua subterránea que se acumula por procesos de recarga natural. El balance hídrico a nivel cuenca o subcuenca es un indicador de la disponibilidad de agua y por lo tanto una herramienta para la gestión integrada del recurso hídrico y del territorio.

Llop y Fasciolo (2011), en su artículo sobre el estado de los recursos hídricos en Mendoza, asignan 5 626 hm³/año a las demandas de agua para riego, para población y ambiental; mientras que la oferta, sin incorporar el reuso, resulta de 5 282 hm³/año. Esto implica un déficit promedio de 156 hm³/año. Para estos autores, este déficit corresponde al agua que se bombea, generando problemas de sobreexplotación de los acuíferos.

La demanda principal en esta provincia, como ocurre en toda zona árida, se da por el riego de cultivos, el que representa el 89% de la misma. De acuerdo con los resultados presentados en el cuadro 7, los establecimientos de industrias alimenticias de Mendoza utilizan 13.5 hm³/año, lo que sólo representa el 2.4% de la demanda. Así, si bien el valor es pequeño en términos relativos, resulta significativo en volumen. En la cuenca norte, el déficit es superior al promedio (445 hm³/año), mientras que la demanda por parte de tales industrias es de 8.37 hm³/año, como lo muestra el cuadro 6. Por otro lado y analizando el cuadro 7, se interpreta que el mayor volumen de agua demandado por este sector proviene de industrias con alto

valor extractivo y con rangos para la relación porcentual volumen volcado/volumen extraído superiores al 80%. Esto implica que las políticas de aprovechamiento de efluentes industriales para riego de cultivos que se están aplicando en la provincia de Mendoza en el marco de eficiencia y sustentabilidad tienen impacto positivo en los resultados del balance hídrico debido a un aumento en la oferta de agua para riego.

Para obtener un balance hídrico que incluya la demanda total de la industria manufacturera sería importante realizar estimaciones de los consumos de agua de otras ramas de actividad de la misma, cuyo estudio aún no ha sido abordado.

Conclusiones

En Mendoza, las bodegas utilizan entre 1.5 y 20 litros de agua por litro de vino elaborado. El límite inferior de este rango corresponde a aquellas de mayor tamaño y con más conciencia sobre la sustentabilidad ambiental. Este rango coincide con el hallado en la bibliografía local e internacional. Para estos establecimientos, la relación porcentual de volumen volcado sobre extraído es superior al 80%, lo que indica un importante uso extractivo.

Las cerveceras utilizan de 3.8 a 4.5 litros de agua por litro de cerveza producida. Este intervalo está incluido dentro del rango correspondiente a las fuentes internacionales, ubicándose en su límite inferior. Lo mismo

Recibido: 01/02/13

Aceptado: 22/08/13

ocurre con el de gaseosas. Los coeficientes de consumo de agua para esta industria se encuentran entre 1.5 a 2.0 litros de agua por litro de gaseosa elaborada. La relación porcentual de volumen volcado sobre extraído es media; algo más de la mitad de lo que se demanda se utiliza en el proceso y el resto retorna al sistema.

El coeficiente obtenido para el embotellamiento de aguas minerales está en un rango de 1.6 a 1.8 litros de agua por litro de agua embotellada, dicho rango también está incluido en el presentado en fuentes internacionales. En estos establecimientos es importante el uso consuntivo, siendo la relación porcentual de volumen volcado sobre extraído menor al 40%.

Las industrias conserveras de frutas y hortalizas son las de mayor consumo de agua por unidad de producto, en cuanto a las restantes industrias alimenticias analizadas en este trabajo. Los establecimientos de conservas de hortalizas entrevistados utilizan de 19.8 a 29.7 litros de agua por kilo de materia prima procesada, y entre 29.7 y 32.7 litros de agua por kilo de producto terminado. Estos valores son mayores a los coeficientes presentados en la bibliografía internacional. El coeficiente para el establecimiento que elabora conservas de fruta resulta menor, siendo de 18 litros de agua por kilo de materia prima procesada y se encuentra en el rango citado de la bibliografía internacional. Para ambos tipos de establecimientos, la relación porcentual de volumen volcado sobre extraído es superior al 80%, lo que indica un importante uso extractivo.

Las diferencias existentes entre los valores de los coeficientes locales obtenidos y los citados de la bibliografía local e internacional se explican a través de una serie de factores, como conciencia respecto de la sustentabilidad ambiental, pertenencia a grupos multinacionales y bajas tarifas para el agua en Argentina.

El agua utilizada por la industria de base alimenticia en Mendoza es de 13.51 hm³/año. La mayor parte de esta agua retorna al sistema hídrico.

Referencias

- BEVERAGE INDUSTRY ENVIRONMENTAL ROUNDTABLE. *Water use benchmarking in the beverage industry. Trends and observations, 2010* [en línea]. St. Paul, Estados Unidos. Anteagroup, 2011 [citado el 20 de octubre de 2012]. Disponible para World Wide Web: <http://bierroundtable.com/files/BIER%20Benchmarking%20Publication%202011.pdf>.
- DUEK, A.E. y FASCIOLI, G.E. Uso de agua en las bodegas de Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo*. Tomo 44, núm. 2, año 2012, pp. 263-268.
- LLOP, A. y FASCIOLI G.E. *Estado de los recursos hídricos en Mendoza*. Informe ambiental. Mendoza: Secretaría de Medio Ambiente, Gobierno de Mendoza (coord.), 2011, pp. 68-75.
- NAZRALA, J., VILA, H., GARCÍA, R., JAIT, R., y DESPOUS, G. Gestión de efluentes y consumo de agua en bodega. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo*. Tomo 35, núm. 1, año 2003, pp. 35-42.
- NORTH CAROLINA DEPARTMENT OF ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES. *Water efficiency. Manual for Commercial, Industrial and Institutional Facilities* [en línea]. North Carolina, Estados Unidos. Land-of-sky Regional Council, 1998 [citado el 11 de octubre de 2012]. Disponible para World Wide Web: <http://www.docstoc.com/docs/376400/Water-Efficiency-Guide-for-Business-Managers-and-Facility-Engineers>.
- ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA EDUCACIÓN, LA CIENCIA Y LA CULTURA. *Aqua e industria. El Agua, una responsabilidad compartida. 2º Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo* [en línea]. Zaragoza, España. Sociedad Estatal Expoagua Zaragoza, 2006 [citado el 3 de octubre de 2012]. Disponible para World Wide Web: http://d7.rirh.org/documentos/insumos/informe_naciones_unidas2.pdf.
- SMITH, M.H. *Water efficiency opportunities drink processing. Wine making best practice guide* [en línea]. Departament of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. Australian Government. The Australian National University, 2010 [citado el 17 de febrero de 2012]. Disponible para World Wide Web: <http://www.environment.gov.au/water/publications/urban/weo-wineeries-guide.html>.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO. *Marco Estratégico para la provincia de Mendoza: Diagnóstico físico-ambiental* [en línea]. Mendoza, Argentina. Universidad Nacional de Cuyo, 2004 [citado el 14 de marzo de 2012]. Disponible para World Wide Web: <http://www.uncu.edu.ar/contenido/index.php?logout=true&tid=101>.

VASSOLO, S. y DÖLL, P. Global-scale gridded estimates of thermoelectric power and manufacturing water use. *Water Resources Research*. Vol. 41, W04010, 2005, doi:10.1029/2004WR003360,

ZOIA, O., MANGHISI, S. y BERTRANOU, A. *Estimación de caudales y calidad de efluentes industriales. Elaboración de conservas de frutas y hortalizas: durazno, tomate, coctel de frutas y pimiento. Costos del control de la contaminación en áreas urbanas. Área de influencia del Canal Pescara, Maipú, Mendoza*. Mendoza, Argentina: Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas, Centro de Economía, Legislación y Administración del Agua, 1983 (informe inédito).

Dirección institucional de las autoras

Ing. Alicia Elena Duek

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Centro de Economía, Legislación y Administración
del Agua

Instituto Nacional del Agua
Belgrano 210 Oeste
M55500FIF Mendoza, ARGENTINA
Teléfono: +54 (261) 4285 282
danaduek@hotmail.com

Ing. Graciela Elena Fasciolo

Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad Nacional de Cuyo
Centro de Economía, Legislación y Administración
del Agua
Instituto Nacional del Agua
Belgrano 210 Oeste
M55500FIF Mendoza, ARGENTINA
Teléfono: +54 (261) 4285 282
gfasciolo@hotmail.com



[Haga clic aquí para escribir al autor](#)

CARACTERIZACIÓN DE LOS FLUJOS DE AGUA SUBTERRÁNEA A PARTIR DE SU SALINIDAD

• Juan R. Fagundo-Castillo •
Universidad de La Habana, Cuba

• Margarita M. Alconada-Magliano* •
Universidad Nacional de La Plata, Argentina
*Autor de correspondencia

• J. Joel Carrillo-Rivera •
Universidad Nacional Autónoma de México

• Patricia González-Hernández •
Universidad de La Habana, Cuba

Resumen

FAGUNDO-CASTILLO, J.R., ALCONADA-MAGLIANO, M.M., CARRILLO-RIVERA, J.J. & GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, P. Caracterización de los flujos de agua subterránea a partir de su salinidad. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 63-80.

La vinculación entre elementos del paisaje puede ser explicada mediante la teoría de los sistemas de flujo de agua subterránea, que reconoce los diferentes flujos y sus zonas de descarga y recarga, que manifiestan en forma complementaria su funcionamiento hidrológico. Es esencial la caracterización de los diferentes flujos para conocer su potencialidad, salinidad y su posibilidad de uso en diferentes prácticas de manejo agropecuario y forestal; en esta definición quedan implícitas sus características de cantidad y profundidad de circulación. En ambientes donde la superficie de agua freática es poco profunda, definir los flujos constituye un procedimiento esencial al seleccionar las prácticas de manejo agropecuario y forestal que coadyuven en una situación dada, tales como excesos o déficit hídricos. Los flujos se definen a partir de la calidad del agua e indicadores ambientales. Los costos de los análisis químicos de agua son elevados y resultan difíciles de abordar en grandes áreas. Sin embargo, puede utilizarse la conductividad eléctrica (CE) para estimar la composición química del agua en un área si se conocen los principios mediante los cuales adquiere su composición y se establecen las relaciones matemáticas con los iones mayoritarios. El objetivo del presente estudio es establecer la factibilidad de utilizar los modelos hidrogeoquímicos propuestos para estimar la composición química del agua a partir de su conductividad eléctrica. Se estudió el origen del agua de pozos, freátimetros y lagunas del noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, conociendo el referente geológico del sitio, y aplicando modelos hidrogeoquímicos de reconocimiento de patrones (HIDROGEOQUIM, GEOQUIM, SAMA, MODELAGUA). Se obtuvieron los patrones hidrogeoquímicos y las relaciones matemáticas entre la composición iónica y CE. El mejor ajuste se obtuvo utilizando la ecuación polinomial (parábola), que pasa por el origen de coordenadas, habiendo agrupado previamente los datos mediante el modelo de reconocimiento de patrones. Se concluye que es posible definir la composición química del agua mediante estimaciones matemáticas a partir del valor de la conductividad eléctrica, la cual, junto al pH, temperatura y otros elementos del paisaje, permiten definir tipos de flujo y manejo del suelo asociado.

Palabras clave: flujos de agua subterránea, conductividad eléctrica, calidad del agua, recarga, descarga, manejo de suelos, paisaje, superficie freática somera.

Abstract

FAGUNDO-CASTILLO, J.R., ALCONADA-MAGLIANO, M.M., CARRILLO-RIVERA, J.J. & GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, P. Characterization of Groundwater Flows According to Salinity. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 63-80.

The relationships among elements in the landscape can be explained using the theory of groundwater flow systems, which recognizes the different flows and their discharge and recharge zones, demonstrating their hydrological functioning. Characterizing the different flows is crucial to identifying their potential, salinity and possible use for different agricultural and forestry management practices. This definition implicitly includes characteristics related to quantity and depth of circulation. In environments where the water table is shallow, defining flow is key to selecting agricultural and forestry management practices that help in a given situation, such as water excess or deficit. The flows are defined according to the water quality and environmental indicators. The costs of the chemical analysis of water are high and it is difficult to analyze large areas. Nevertheless, electrical conductivity (EC) can be used to estimate the chemical composition of water in an area if the principles through which they acquire their composition are known and mathematical relationships with major ions are determined. The objective of the present study is to determine the feasibility of using the proposed hydrogeochemical models to calculate the chemical composition of water based on its electrical conductivity. Sources of water from wells, phreatimeters and lagoons in northwest Buenos Aires, Argentina were studied to identify the geology of the site and apply hydrogeochemical pattern recognition models to identify patterns (HIDROGEOQUIM, GEOQUIM, SAMA, MODELAGUA). The hydrogeochemical patterns and mathematical relationships between the ionic composition and EC were obtained. The best fit was obtained using the polynomial (parabola) equation that passes through the origin of the coordinates, having previously grouped the data using the pattern recognition model. It is concluded that the chemical composition of the water can be defined with mathematical calculations based on the value of electrical conductivity, which along with pH, temperature and other elements of the landscape enable defining types of flow and related soil management.

Keywords: Groundwater flows, electrical conductivity, water quality, recharge, discharge, soil management, landscape, shallow phreatic surface.

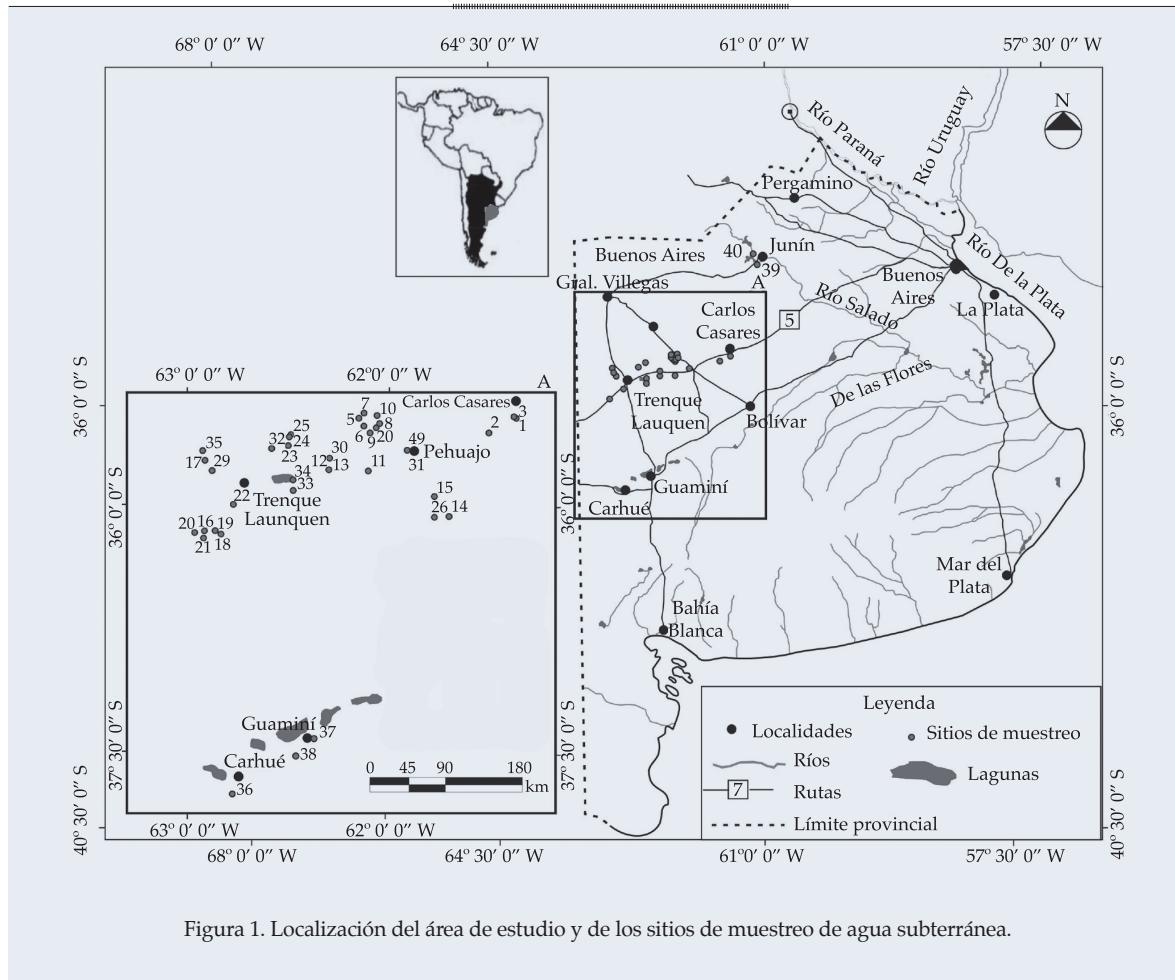
Introducción y antecedentes

Los elementos que integran un paisaje son parte del sistema integral de funcionamiento de una región, por consecuencia presentan relaciones que los vinculan de modo tal que las acciones en uno de ellos incide en el funcionamiento general. La necesidad de estudiar los ecosistemas en forma integral es bien conocida, sin embargo con frecuencia se omite el estudio del agua subterránea debido a que se subestima su incidencia o se considera que su estudio sólo puede ser abordado por especialistas. Sin embargo, tanto los ecosistemas naturales como las prácticas agropecuarias y forestales regulan y son consecuencia de lo que ocurre en el agua subterránea en muchos ámbitos. Por ello es necesario que un grupo más amplio de profesionales incorpore el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico, esto es, entender los sistemas de flujo que inciden en un sitio, y cómo su recorrido y características físicas y químicas se vinculan en lo local y regional con las prácticas de manejo que se implementen. Esto es particularmente importante en regiones donde la superficie freática se halla poco profunda (de 1.0 a 3.5 m), sujeta a cambios por el clima y prácticas de manejo agropecuarias-forestales, tal como sucede en la región del presente estudio, denominada Noroeste (NO) de la provincia de Buenos Aires, Argentina, caracterizada por la ocurrencia cíclica de inundación y sequía que se registra desde 1576 hasta la actualidad (Moncaut, 2003).

En general, en esta región, el agua subterránea está en condiciones libres (no confinadas), donde los flujos circulan por un medio granular de espesores que pueden superar los 5 000 m que conforman una planicie que se extiende desde la cordillera andina hasta Tandil, en la vecindad de la costa atlántica (figura 1). La dirección de movimiento del agua subterránea en el plano horizontal es en general hacia la región de estudio, proveniente del oeste y norte, dada la comunicación hidráulica subterránea, con salida en el límite este

hacia el océano Atlántico, no reconociéndose aportes desde el límite sur (serranía de Tandil) (Guillermo-Hernández en Alconada, 2008). Cada componente vertical de flujo está presente de acuerdo con su característica de recarga (flujo hacia abajo) o descarga (flujo hacia arriba). La bibliografía internacional indica la utilidad de definir prácticas de manejo agropecuario y forestal que coadyuven a una situación dada de exceso o déficit hídrico y control de la salinidad, aplicando el concepto del bio-drenaje, donde la vegetación a través de la evapotranspiración incide en la superficie freática (Heuperman *et al.*, 2002; Tomar, 2007). Esto es recomendable si se conoce cómo funcionan los flujos de agua que inciden en un sitio, tipo de flujo (local, intermedio o regional) y tipo de zona dentro de éstos (recarga, tránsito o descarga), tal como explica Tóth (2000). Las zonas dentro de un flujo se complementan en su funcionamiento hidrogeológico, al igual que las prácticas de manejo, según se ubiquen en zonas de recarga, tránsito o descarga de dicho flujo (Tóth, 2000). El funcionamiento del flujo de agua subterránea, y su interacción con el agua superficial, puede ser estimado a partir de las características químicas del agua (cationes, aniones, pH, salinidad, CO₂ y temperatura), y de las relaciones entre el referente geológico, geomorfología, suelos y vegetación de la región de estudio (Tóth, 2000; Carrillo-Rivera, 2000).

En la región del presente estudio, Alconada *et al.* (2009), partiendo del concepto de bio-drenaje comentado antes (Heuperman *et al.*, 2002; Tomar, 2007), proponen incidir en las situaciones extremas de sequía-inundación mediante la implantación de especies arbóreas, principalmente en silvopastoreo, y de especies herbáceas, que contribuyan a abatir la superficie freática a profundidad, compatible con el crecimiento vegetal y/o disminuir excesos hídricos generales de un área, a partir del conocimiento del comportamiento hidrogeológico como elemento integrador de todos los elementos del paisaje, tal como lo explica la teoría de sistemas de flujo de agua subterránea de Tóth (2000).



Si bien es frecuente para un área —al menos en pequeñas escalas— disponer de información relativa al referente geológico, suelos y vegetación, la caracterización del agua en general es poco estudiada o se lo hace para identificar su uso potencial para consumo humano o actividad agropecuaria. Esto puede tener diferentes causas, por un lado, en general, se desconoce la utilidad de estudiar el agua subterránea con fines de manejo agropecuario-forestal, y cuando su utilidad se reconoce, se plantea la frecuente inviabilidad técnica y económica de efectuar un número grande de análisis de agua que caracterice áreas involucradas en respuestas generalmente dinámicas, cuyos cambios requieren ser registrados, como los excesos hídricos, sequías y procesos degradativos edáficos asociados. Los procedimientos de análisis físico-químicos

del agua resultan relativamente costosos y con frecuencia toman un tiempo largo, por lo cual se requieren métodos sencillos y a bajo costo, que puedan efectivamente contribuir en la toma de decisiones relativas al manejo del paisaje.

Fagundo (1985, 1990), y Fagundo y Rodríguez (1991, 1992) estudiaron los procesos de interacción agua-roca (calizas y dolomías) en el laboratorio (sistemas abierto y cerrado) y en el campo, con el objetivo de simular el proceso natural de adquisición de la composición química de un agua que circula por terrenos carbonatados. Estos autores, en Cuba, encontraron que la concentración de los iones relacionados con el sistema de equilibrio $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O-CaCO}_3$, así como el pH, la conductividad eléctrica (CE), las concentraciones de HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} ; CaCO_3 y los sólidos totales disueltos (STD), aumentan siguiendo

una función exponencial propia de una cinética de primer grado (ecuación (1)) hasta alcanzar las condiciones de equilibrio químico. La *CE* dependerá en cada momento de la concentración de los iones HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} disueltos en el proceso cinético y, en menor medida, de los iones adquiridos de la atmósfera (Fagundo *et al.*, 1992, 2004). La velocidad de disolución de un mineral depende de su composición en la roca, así como de la temperatura y contenido de CO_2 del agua de circulación:

$$C_t = C_{eq} \left(1 - e^{-kt^n}\right) \text{ (sistemas abierto y cerrado respecto al CO}_2\text{)} \quad (1)$$

Donde C_t es la concentración iónica (HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+}) en el tiempo t ; y C_{eq} es la concentración iónica en el equilibrio químico; k es la constante cinética (velocidad), y n es el coeficiente experimental que toma valores entre 0 y 1. Debido a que las magnitudes de k para un mismo valor de t son del mismo orden para todos los iones y la *CE*, las correlaciones entre C_t y *CE* son de tipo lineal.

Miller *et al.* (1988) encuentran que la conductividad eléctrica teórica, CE_t (ecuación (2)) es aproximadamente igual a la suma del producto de la concentración de cada ión disuelto (C_i) en el sistema, por la conductividad específica equivalente de cada ión a dilución infinita (S_i), y por la fracción de iones libres que aportan a la conductividad eléctrica (α), dependiendo, a su vez, de un exponente empírico f que varía con la concentración iónica y tipo de agua:

$$CE_t = \sum_{i=1}^n (\alpha_i C_i S_i)^f \quad (2)$$

A partir de estos estudios e información de campo de diferentes áreas de Cuba, Fagundo *et al.* (1992, 2005, 2006) y Álvarez *et al.* (1993), desarrollaron modelos hidrogeoquímicos que definen las correlaciones entre las variables hidroquímicas medidas y las estimadas, así como las relaciones matemáticas entre dichas variables y la conductividad eléctrica.

Sin embargo, en cada área de estudio deben establecerse las relaciones mencionadas, para lo cual se requieren conocer los procesos mediante los cuales el agua adquiere su composición química, ya que de ello depende el tipo de modelo matemático de correlación a emplear.

Las características físico-químicas del agua son el resultado de un proceso complejo que surge de la interacción del agua con las unidades geológicas del medio por donde ésta circula (adquisición y escape de gases, disolución-precipitación de minerales, hidrólisis, oxidación-reducción, intercambio iónico, efecto de ión común, efecto salino, efecto de mezcla de agua, como las más importantes). Si bien intervienen también factores de tipo geomorfológico, edafológico, climático y microbiológico en un mismo sitio, el efecto de estos factores se hace constante y, en consecuencia, resulta suficiente conocer la composición mineralógica del sustrato geológico por donde el agua circula y la caracterización físico-química de dicha agua para establecer las relaciones mencionadas (Fagundo, 1990).

El objetivo del presente estudio es establecer la factibilidad de utilizar los modelos hidrogeoquímicos propuestos en la estimación de la composición química del agua a partir de su conductividad eléctrica, a modo de disponer de un método de monitoreo de la calidad del agua de bajo costo y plantear la utilidad de relacionar dicha calidad de agua con otros elementos del paisaje, a fin de definir intervenciones paisajísticas más acordes con las componentes ambientales imperantes.

Caracterización del área de estudio y muestreo

El estudio se centra en la región denominada Noroeste Bonaerense o Pampa Arenosa (PA), que cubre unas 5 500 000 ha, integrando la Llanura Pampeana Argentina, en el sector de Medanos Longitudinales, principalmente en los partidos (regiones político administrativas en que se divide la provincia de Buenos

Aires) de Pehuajó y Trenque Lauquen, y en menor medida, en partidos vecinos que hidrogeológicamente se vinculan (Carlos Casares, Nueve de Julio, Guaminí, Carhué y Junín) (figura 1).

La PA se caracteriza por una geomorfología dominada por médanos longitudinales y parabólicos, con lagunas en los intermédanos, que ocupan aproximadamente 20 000 ha, con características y distribución vinculadas con el clima, relieve, litología y estructura geológica (Dangavs, 2005). La superficie freática se encuentra entre 1.1 y 3.5 m de profundidad, y está sujeta a las alternantes sequía e inundación características de la región, que determinan la superficie inundada y dimensión de las lagunas. La región se halla por debajo de los 100 msnm, y está limitada al N-NE por el río Salado, con el cual fue unido en forma artificial por canales (PMI, 1999), y al S por el sistema hidrológico de las lagunas Las Encadenadas (figura 1). Geológicamente, se caracteriza por presentar un basamento de rocas cristalinas precámbricas que afloran en partes altas al S del área de estudio (sistemas de Tandilia y Ventania, con elevaciones entre los 500 y 1 100 msnm), y quedando progresivamente enterrado hacia el N por sedimentos más jóvenes, de entre 2 y 6 km de espesor (Etchichury *et al.*, 1988; PMI, 1999; Zárate y Rabanesse, 2005).

Se muestreó agua de freátmetros y pozos entre 20 y 40 m de profundidad, y lagunas; se incluyeron zonas de recarga, tránsito y descarga de flujos de agua subterránea locales e intermedios, definidos en Alconada (2008), según criterios de Tóth (2000).

Materiales y métodos

Mediciones físico-químicas de campo en agua

En el campo, se midió pH, temperatura (pHmetro modelo HI-8424-HANNA), conductividad eléctrica (CE) (conductímetro modelo ORISON 524), y alcalinidad total (HCO_3^- y CO_3^{2-}). Los iones mayoritarios: HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ; CaCO_3 se analizaron mediante

ICP-MS (espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo) (APHA, AWWA, WEF, 1989, en Alconada, 2008).

Modelación hidrogeoquímica y procesamiento de información

El sistema informático MODELAGUA (Fagundo-Sierra *et al.*, 2001), basado en modelos de reconocimiento de patrones hidrogeoquímicos, balance de masas y de mezcla de aguas, fue usado para explicar los procesos geoquímicos que dieron origen a la composición química de las aguas. Esto se estableció sobre la base de la constitución litológica presentada en el cuadro 1 (adaptada de PMI, 1999, y González, 2005). Así, los minerales considerados como principales responsables de la composición del agua fueron los siguientes: halita (cloruro de sodio), yeso, calcita, cuarzo, plagioclasa (albita y anortita), feldespato-K, biotita y arcilla. Los procesos geoquímicos que causan el intemperismo de estos materiales están contemplados en el algoritmo del sistema informático MODELAGUA. El número de datos consignados en los cuadros resulta de agrupar las muestras por patrón hidrogeoquímico, a partir de un número mayor de datos, reuniendo así las muestras que presentan características comunes y, de este modo, posibilitan un mejor ajuste de las ecuaciones, que si se utilizaran de forma directa todos los datos juntos.

Las variables hidroquímicas fueron procesadas por diversos sistemas informáticos que se complementan entre sí: HIDROGEOQUIM, GEOQUIM y SAMA. Estos modelos efectúan cálculos, relaciones entre variables, validación de datos, definen patrones hidrogeoquímicos, clasifican las aguas y calculan los coeficientes iónicos (pendiente de las ecuaciones (3), (4) y (5)), que estiman la concentración iónica de cada una de las variables a partir de la CE.

Mediante el sistema HIDROGEOQUIM (Fagundo *et al.*, 2005) se efectuaron los cálculos que permitieron validar la calidad de los datos, clasificar las aguas por patrón

Cuadro 1. Composición mineralógica de la PA (adaptada de PMI, 1999, y González, 2005).

Formación	Edad	Litología (salinidad del agua)	Mineralogía reportada o inferida
Médano invasor	Holoceno	Arena fina a limosa, limo arcilloso con ceniza volcánica (STD, 500 - 2 000 mg/l)	Cuarzo, plagioclasa, feldespato-K, calcita, arcilla, mineral portador de magnesio (auguita, hipersteno y hornblenda), halita
Pampeano	Pleistoceno	Limo arenoso, limo arcilloso y calcáreo, arcilla yesífera, loess (STD, 1 000 - 30 000 mg/l)	Cuarzo, plagioclasa, feldespato-K, calcita, arcilla, mineral portador de magnesio (auguita, hipersteno y hornblenda), halita
Araucano	Plio-Pleistoceno	Arenisca arcillosa, cemento calcáreo y yeso abundante (STD > 5 000 mg/l)	Yeso, cuarzo, plagioclasa, feldespato-K, calcita, mineral arcilloso (caolinita), halita
Arenas Puelches	Plio-Pleistoceno	Arena fina a mediana en matriz arcillosa algo de mica (STD, 2 000 - 10 000 mg/l)	Cuarzo, plagioclasa, feldespato-K, moscovita, halita, yeso
Paraná (Superior e Inferior)	Mioceno Superior	Arcilla verde a azulada, arena con calcáreos (STD 2 000 - 10 000 a > 100 000 mg/l)	Cuarzo, plagioclasa, feldespato-K, calcita, mineral arcilloso (caolinita), halita
Olivos	Mioceno Inferior	Arenisca, arcilla rojiza, yeso y anhidrita (STD, 6 000 - 60 000 mg/l)	Halita, plagioclásas, feldespato, calcedonia, yeso, anhidrita, mineral arcilloso (caolinita)
Las Chilcas	Paleoceno	Limolita y arcilla marinas (STD elevados)	Limonita, mineral arcilloso (caolinita), cuarzo, halita, yeso
G. Belgrano	Cretácico	Arenisca consolidada y limonita arenosa, arenisca arcillosa, calcárea y yesífera (STD > 50 000 mg/l)	Cuarzo, limonita, mineral arcilloso (caolinita), plagioclasa, feldespato-K, calcita, halita, yeso
Basamento hidrogeológico	Paleozoico	Cuarcita y caliza	Cuarzo, calcita
	Precámbrico	Granito y gneiss (STD muy altos)	Cuarzo, halita, yeso

hidrogeoquímico y tipo de agua, según el método de Kurlov (Fagundo, 1998). Los patrones hidrogeoquímicos consisten en relaciones estequiométricas del tipo $\text{Na}^+ + \text{K}^+$: Ca^{+2} : Mg^{+2} y de Cl^- : HCO_3^- : SO_4^{2-} , asignándose números enteros entre 0 y 8, resultando en una combinación numérica para aniones y cationes. Así, por ejemplo, el patrón 361-316 representa la composición aproximada: 30% de $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, 60% de Ca^{+2} , 10% de Mg^{+2} , 30% de Cl^- , 10% de HCO_3^- y 60% de SO_4^{2-} , patrón que correspondería con un agua de tipo sulfatada clorurada cálcica sódica; en la denominación sólo se consideran los iones con más de un 20% de meq.l⁻¹ (Fagundo, 1998).

Las representaciones gráficas se realizaron con el diagrama de Piper-Hill (Appelo y Postma, 1993), agrupando las aguas en tipos fundamentales, y por los diagramas de Stiff

(1951), con la finalidad de establecer similitud y diferencia entre grupos de agua, según patrones hidrogeoquímicos.

Mediante el sistema GEOQUIM (Álvarez *et al.*, 1993), se determinaron las matrices de correlación de las variables hidroquímicas, y las ecuaciones de correlación estimadas mediante el modelo de la línea recta con ordenada al origen diferente de cero:

$$Ci = a_0 + a_1 \dots CE \quad (3)$$

Con el sistema SAMA (Álvarez *et al.*, 1990, 1993), se determinaron las ecuaciones de dependencia matemática entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, según un modelo de regresión polinómica de primer grado (ecuación de la línea recta, (4)) y segundo grado (ecuación de la parábola, (5)), que pasa

por el origen de coordenadas, así como la indicada en *GEOQUIM* (ecuación (3)):

$$C_i = a_1 \cdot CE \quad (4)$$

$$C_i = a_0 + a_1 \cdot (CE) + a_2 \cdot (CE)^2 \quad (5)$$

Donde C_i es la concentración de i iones; a_0 , a_1 y a_2 son coeficientes de las ecuaciones polinómicas, y CE es el valor de conductividad eléctrica de la muestra.

La selección de la ecuación que mejor estimó la concentración iónica teórica de cada variable hidroquímica a partir de la CE se realizó a partir del índice de similitud (IS), el cual compara los patrones hidrogeoquímicos y establece la similitud entre los datos reales y los estimados por dicha modelación, mediante las expresiones:

$$IS = \sum_{i=1}^n (R_1 R_2) \quad (6), \text{ donde:}$$

$$R_1 = \frac{C_{ir}}{C_{im}} \quad (7)$$

$$R_2 = \frac{C_{ir}}{\sum_{i=1}^n C_{ir}} \quad (8)$$

Donde IS es el índice de similitud; C_{ir} la concentración iónica real, y C_{im} es la concentración iónica obtenida por modelación.

En estadística clásica, lo más típico y común es utilizar el coeficiente de correlación (r) o el coeficiente de estimación (r^2). Sin embargo, estas estadísticas dan buenos resultados cuando se dispone de una cantidad de datos apreciables y cuando los mismos están dispuestos de forma tal que tengan una cierta linealidad. Cuando se dispone de menos datos o los puntos están concentrados, la magnitud IS da mejores resultados.

Procesamiento estadístico

Las relaciones funcionales entre las variables hidroquímicas y la pertinencia de los procesos

de interacción agua-roca seleccionados se establecieron mediante análisis de regresión y correlación lineal. Las correlaciones matemáticas entre los valores de STD y CE con los iones Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ y K^+ permiten confirmar lo obtenido en el *MODELAGUA*, en relación con los procesos geoquímicos que explican el origen de la composición química del agua.

La significancia de la correlación entre variables hidroquímicas se analizó mediante la t de Student para un nivel de probabilidad P : 0.005 y P : 0.05.

Manejo de datos y obtención de la calidad del agua

A modo de síntesis, se indican los pasos para definir la calidad del agua, y a partir de ésta y otras variables del paisaje, el funcionamiento hidrológico de un área y su propuesta de manejo acorde con el mismo:

1. Se establecen los procesos geoquímicos que dieron origen a la composición química de las aguas utilizando el *MODELAGUA*, a partir del referente geológico del sitio y muestreando manifestaciones de agua representativas del área.
2. Se calculan los coeficientes iónicos (pendientes de las ecuaciones de los diferentes modelos *HIDROGEOQUIM*, *GEOQUIM* y *SAMA*) que estiman la concentración iónica de cada una de las variables a partir de la CE , seleccionando la ecuación que presente el mejor índice de similitud (ajuste entre datos reales y estimados) para las condiciones del sitio.
3. Se efectúan mediciones en campo de CE , pH , temperatura, y adicionalmente, potencial redox (Eh), oxígeno disuelto y alcalinidad.
4. Se registran en el sitio elementos del paisaje: patrones de vegetación, tipo de suelo, degradaciones edáficas, posición topográfica, geomorfología y relieve general.

5. Se define la jerarquía de los flujos de agua y zonas (de recarga, tránsito o descarga) dentro de éstos, basado en la comparación de variables físico-químicas del área, tipo de suelo y posición topográfica, principalmente en estudios locales; así como geomorfología y relieve general en estudios regionales.
6. Efectuar el análisis técnico-productivo y socioeconómico de las prácticas de manejo factibles de realizar. Sobre este punto, se destaca que en la zona de estudio se realizó un exhaustivo análisis y recomendaciones en Alconada (2008) y Alconada *et al.* (2009).

Notar que en la definición de componentes de recarga y descarga de sistemas de flujo de diferente jerarquía es necesario contar con mediciones de piezometría a diferente profundidad para evaluar las componentes de movimiento del agua en el plano vertical (recarga y descarga). Debido a que se carece de esta información, en el presente trabajo se establece solamente la diferente jerarquía de los flujos identificados por su distintiva calidad físico-química del agua y temperatura. Las condiciones de recarga o descarga se identifican por la profundidad a la superficie freática (somera en la descarga, profunda en la recarga) y por las condiciones de pH alcalino en la descarga, ácido en la recarga.

Resultados y discusión

Mediante el MODELAGUA se determinó que en los procesos de interacción agua-roca que originan la composición química de las aguas superficial y subterránea de la región de estudio prevalecen la precipitación de calcita y el intercambio catiónico entre Ca y Na (se incrementa el Ca a expensas del Na), y en menor medida se definieron procesos de disolución de halita, yeso, biotita, albita, anortita y K-feldespato. La concentración en la cual se produce la precipitación de calcita es variable, pudiendo ocurrir con valores de STD superiores de 1 300 a 1 500 mg.l⁻¹, mientras que el intercambio catiónico sucede

en concentraciones superiores de 7 500 a 12 000 mg.l⁻¹, según el sitio. En el caso de las lagunas, se encontró que se origina una precipitación alta de halita, calcita, cuarzo, arcilla, y ocasionalmente, dolomita. El análisis detallado de lo obtenido por MODELAGUA puede consultarse en Alconada (2008) y Alconada *et al.* (2011).

En el cuadro 2 se presentan las principales propiedades físico-químicas del agua estudiada en la provincia de Buenos Aires y se indica la jerarquía del flujo y zona de descarga, tránsito o recarga identificada para estos flujos, conforme a la teoría de los sistemas de flujo de Tóth (2000) (Alconada, 2008). Es de enfatizar que este cuadro es resultado de integrar patrones y facies hidrogeoquímicas, e incorpora variables físicas del agua como pH y temperatura, así como químicas. En efecto, Tóth (2000) indica que la relación entre aniones sugiere el tiempo de residencia del agua y, en consecuencia, puede tomarse como referente del tipo de flujo. Se identificaron zonas de recarga, tránsito o descarga, usando criterios adicionales de geomorfología y posición del nivel freático, enmarcando el tipo de flujo identificado.

La figura 2 presenta la distribución de los datos hidroquímicos en el diagrama de Piper-Hill (Appelo y Postma, 1993), lo cual sugiere que las muestras de agua se agrupan en varios grupos que se orientan siguiendo una tendencia al incremento del contenido de Cl⁻ y Na⁺. Con base en el patrón hidrogeoquímico y tipo de agua, según criterio de Kurlov (Fagundo *et al.*, 1996), obtenidos por el modelo HIDROGEOQUIM (Fagundo *et al.*, 2005), se establecieron cuatro grupos principales de agua. En la figura 3 se presentan los diagramas de Stiff (1951) de los patrones hidrogeoquímicos promedio. Las representaciones de muestras individuales se presentan en Alconada (2008).

Las características químicas por grupo de agua de acuerdo con el arreglo de Piper, Stiff, y el valor de STD y Patrón Hidrogeoquímico (PH) se pueden resumir a continuación:

- Grupo 1, una muestra en un freatímetro de Pehuajó es bicarbonatada clorurada

Cuadro 2. Propiedades físico-químicas del agua de freatímetros (F), pozos (P) y lagunas (L). Composición de iones en me.l⁻¹; CaCO₃ y STD en mg l⁻¹; pH; T °C; CE en µS/m; grupos (G); Flujo (F); intermedio (I) y local (L); zonas (Z): recarga (R), tránsito (T), descarga (D).

Núm.	M	pH	T	CE	STD	CaCO ₃	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	CaCO ₃	G	F	Z
1	P	8.18	17.2	1.060	895	8.98	1.37	0.67	9.74	0.35	0.99	0.80	90	2	L	R
2	P	7.04	16.4	1.884	1.571	14.11	3.66	2.60	14.57	0.99	2.81	2.42	261	2	L	D
3	P	7.01	16.3	3.500	2.303	8.98	21.52	5.50	31.00	1.51	11.17	7.55	936	3	L	D
4	P	6.98	18.3	18.300	10.528	8.12	124.39	37.80	145.00	5.08	10.13	7.70	892	4	I	D
5	P	7.03	19.1	5.150	3.100	8.98	28.21	9.67	43.0	1.04	3.15	1.05	210	4	I	T
6	F	7.65	27.0	4.750	3.210	14.11	29.31	5.52	39.10	0.99	6.28	1.60	394	3	I	T
7	F	7.36	27.0	1.510	1.024	2.14	12.45	1.67	14.37	0.49	0.73	0.70	72	4	I	T
8	F	7.21	19.0	3.000	1.892	2.99	23.66	4.00	25.00	1.24	2.00	1.60	180	4	I	D
9	F	7.25	19.5	845	576	2.14	4.62	1.56	6.65	0.90	0.25	0.81	53	3	L	T
10	F	6.98	17.7	182	141	1.34	0.32	0.14	0.74	0.20	0.24	0.59	42	1	L	R
11	F	6.92	16.8	8.010	5.124	7.27	70.08	6.00	73.91	1.51	5.00	5.50	525	4	I	T
12	P	7.92	23.50	9.350	6.279	22.66	64.23	10.52	85.22	1.23	5.55	2.00	378	3	I	T
13	P	8.29	21.70	3.420	2.539	14.11	15.04	6.04	30.80	0.69	4.09	1.20	265	3	I	T
14	P	7.70	18.50	3.660	2.958	20.95	11.69	7.23	35.43	0.67	4.82	1.00	291	2	L	D
15	P	8.11	22.30	3.200	2.772	21.80	8.25	6.02	33.70	1.19	2.31	0.54	142	2	I	D
16	F	6.69	18.10	6.510	3.971	12.40	38.31	10.85	50.85	1.36	5.54	2.33	394	3	I	D
17	F	7.44	17.80	500	402	4.20	0.78	0.18	1.79	0.32	1.36	1.70	135	2	L	R
18	P	8.12	18.20	3.010	1.928	4.70	16.99	7.23	25.78	0.36	3.55	2.05	280	4	I	T
19	P	7.60	18.60	646	530	5.56	0.70	0.44	3.49	0.18	1.72	1.86	179	2	L	R
20	P	7.60	18.20	4.860	3.897	26.08	18.08	8.04	51.74	0.58	3.76	1.05	240	2	I	T
21	P	8.04	18.10	1.015	684	3.75	5.25	0.92	8.90	0.20	0.50	0.30	40	3	L	T
22	P	7.23	19.10	38.680	22.798	9.83	295.77	76.96	292.61	3.87	64.00	18.50	4125	4	I	D
23	P	7.58	19.10	11.850	7.514	5.56	90.99	27.92	90.00	1.79	23.30	9.50	1640	4	I	T
24	P	7.63	18.60	2.100	1.417	3.85	12.37	5.46	16.52	0.44	3.89	1.90	289	4	L	T
25	F	7.90	18.60	868	705	6.71	1.95	0.85	3.96	0.71	1.85	2.76	232	2	L	R
26	P	8.25	17.80	4.180	2.717	10.69	23.13	6.94	35.84	1.17	2.20	0.76	148	3	L	D
27	L	9.02	25.20	4.190	2.663	2.99	28.73	10.94	35.17	0.89	4.18	2.10	314	4	I	D
28	L	9.87	21.00	10.420	7.296	8.12	74.65	34.79	97.83	2.02	10.08	1.55	582	4	I	D
29	L	6.69	17.80	8.950	5.077	1.28	63.10	19.29	67.80	1.49	11.08	4.30	769	4	I	D
30	L	9.02	20.00	36.400	22.240	4.70	329.01	36.25	390.12	6.59	39.17	11.50	2534	4	I	D
31	L	7.31	21.00	8.610	5.478	5.56	60.56	22.29	73.48	1.44	11.08	2.00	654	4	I	D
32	L	6.83	18.60	19.800	14.133	2.14	165.92	63.75	185.22	1.64	29.08	19.00	2404	4	I	D
33	L	8.31	23.00	22.900	16.531	9.83	190.42	65.00	237.83	4.72	27.25	3.50	1538	4	I	D
34	L	8.25	23.00	18.100	12.653	6.41	138.59	61.25	170.00	3.49	20.25	5.65	1295	4	I	D
35	L	7.60	25.50	10.410	7.593	8.12	55.49	51.04	103.04	2.01	12.92	3.70	831	4	I	D
36	L	9.53	21.40	75.600	63.322	22.66	692.96	293.75	1.000.02	8.72	9.92	0.75	533	4	I	D
37	L	9.02	21.40	9.370	6.884	20.09	57.46	26.04	95.10	2.06	7.63	0.60	412	4	I	D
38	L	9.07	23.00	18.510	11.840	20.95	127.32	35.83	182.57	3.46	4.68	0.90	279	4	I	D
39	L	9.20	17.20	9.370	6.333	12.40	49.01	31.88	90.22	4.26	4.53	0.66	260	4	I	D
40	L	8.09	17.20	5.240	3.512	9.83	26.70	14.75	48.26	2.31	3.25	0.87	206	4	I	D

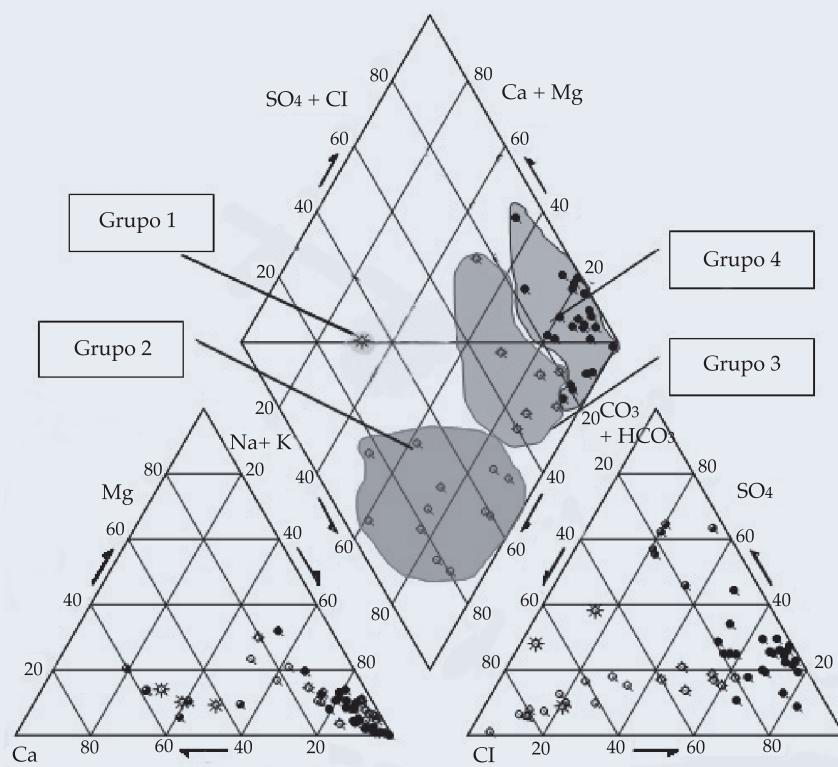


Figura 2. Distribución de los datos hidroquímicos en el diagrama de Piper-Hill (Appelo y Postma, 1993).

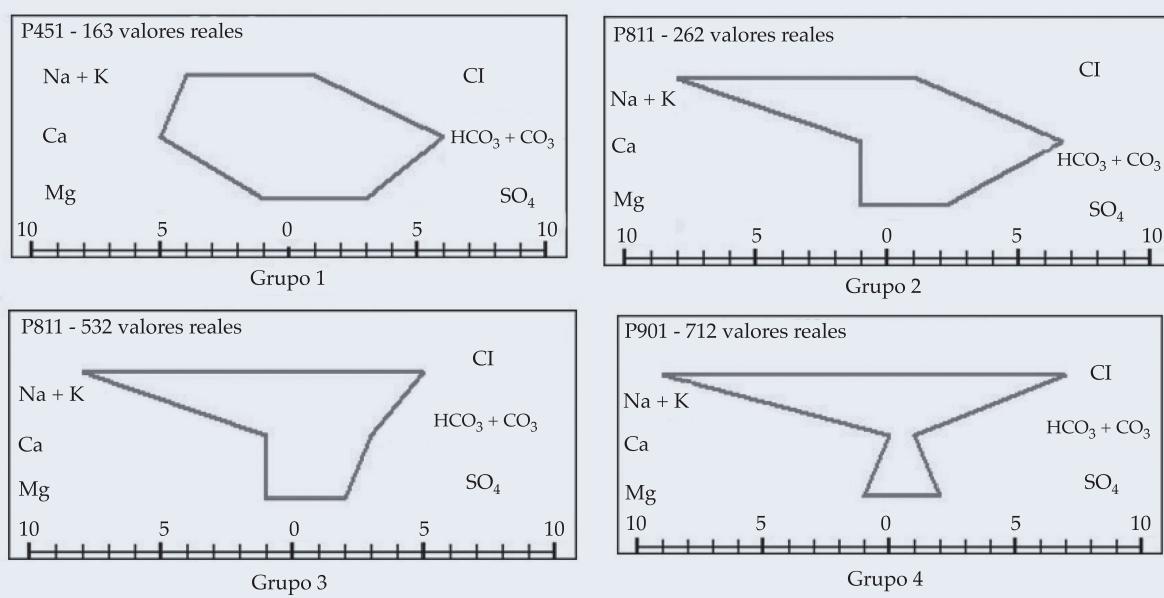


Figura 3. Patrones hidrogeoquímicos promedio de las aguas estudiadas ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$; Ca^{+2} ; Mg^{+2} ; Cl^- ; $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$; SO_4^{2-}).

cálcica-sódica ($\text{HCO}_3 > \text{Cl}-\text{Ca} > \text{Na}$); STD de 141 mg.l^{-1} ; CE de 182 $\mu\text{S.m}^{-1}$, y un patrón hidrogeoquímico 451-163.

- Grupo 2, ocho muestras (seis pozos, dos freatímetros) es bicarbonatada y bicarbonatada clorurada sódica (HCO_3-Na y $\text{HCO}_3 > \text{Cl}-\text{Na}$, respectivamente); STD entre 530 y 3 897 mg.l^{-1} ; CE entre 500 y 4 860 $\mu\text{S.m}^{-1}$, y un patrón hidrogeoquímico 811-361.
- Grupo 3, ocho muestras (cinco pozos y tres freatímetros) es clorurada bicarbonatada, principalmente sódica ($\text{Cl} > \text{HCO}_3-\text{Na}$); STD entre 531 y 4 201 mg.l^{-1} ; CE entre 268 y 6 510 $\mu\text{S.m}^{-1}$, y un patrón hidrogeoquímico 811-631.
- Grupo 4, 23 muestras (5 pozos, 3 freatímetros y 15 lagunas) es clorurada y clorurada sulfatada sódica ($\text{Cl} > \text{SO}_4-\text{Na}$); STD entre 930 y 67 356 $\mu\text{S.m}^{-1}$; CE entre 1 510 y 75 600 $\mu\text{S.m}^{-1}$, y patrón hidrogeoquímico 811-712.

En los pozos y freatímetros se describen aguas pertenecientes a los cuatro grupos, que se corresponden con diferentes flujos y tipo de zona, mientras que todas las lagunas pertenecen al grupo 4, con predominio de Cl^- y Na^+ , siendo zonas de descarga de agua subterránea de flujos intermedios (cuadro 2).

Un resultado de la clasificación realizada por grupos de agua implica que dos o más muestras pueden ser de diferente manifestación (*i.e.*, pozo o freatímetro) y pertenecer a un mismo flujo, y por lo tanto ser la misma fuente potencial para un manejo agropecuario o forestal particular. En casos, esta clasificación permitirá establecer el riesgo hidrogeológico, al proponer una práctica de manejo en una zona que hidrogeológicamente se haya vinculada con otra. En este sentido, el que sean manifestaciones del mismo tipo no determina que el agua extraída de éstas sea necesariamente de igual origen.

Estimación de la composición química del agua a partir de la conductividad eléctrica

Tal como se comentó en la introducción, si bien el agua natural adquiere su composición

química por un complejo proceso donde intervienen diferentes factores, en un área con cierta homogeneidad, muchos de estos factores se hacen constantes, y la composición química relativa varía dentro de determinado tipo de agua y patrón hidrogeoquímico, modificándose sólo por la precipitación, ya que en el agua superficial durante períodos lluviosos, la mineralización es menor que en períodos secos.

Freatímetros

Al procesar el total de datos correspondientes a los freatímetros muestreados aplicando los tres modelos de correlación matemática calculados por *SAMA* y *GEOQUIM* (línea recta con ordenada al origen diferente de cero (ecuación (3)), línea recta que pasa por el origen de coordenadas (ecuación (4)), parábola que pasa por el origen de coordenadas (ecuación (5))), las ecuaciones que resultan presentan *IS* medios, entre datos reales y estimados muy bajos, inferiores al 60% de similitud. Mejores resultados se obtienen si los datos son procesados luego de agruparlos por tipos de agua, aun cuando el número de datos es muy pequeño.

En el cuadro 3 se exponen las ecuaciones ajustadas con los datos de las muestras de los freatímetros de Buenos Aires para cada grupo de agua, mediante los tres modelos de correlación matemática calculados por *SAMA* y *GEOQUIM*. Mediante este tipo de procesamiento, la similitud media varía entre 70 y 90%. En la figura 4 se presentan, a modo de ejemplo, los patrones reales y estimados de dos muestras de los grupos 1 y 2, provenientes de freatímetros. Se aprecia un alto índice de similitud (*IS*) en las muestras individuales, así como el que resulta de considerar todas las muestras (*IS* medio 0.89). Esta alta relación se aprecia también en la figura 5, con una correlación entre valores reales y estimados próxima a 1.

Cuadro 3. Freatímetros de Buenos Aires. Concentración iónica (Ci) ajustada por las ecuaciones de la línea recta con intercepción diferente de cero (3), línea recta origen de coordenadas (4), y parábola con origen de coordenadas (5). Índice de similitud (IS).

Aguas de los grupos 1 y 2 (N = 3)			
Ci	$Ci = a_1 (CE)$ (4)*	$Ci = a_0 + a_1 (CE)$ (3)**	$Ci = a_1 (CE) + A2 (CE)2$ (5)*
HCO_3^-	$y = 0.00791x$	$y = 0.1029 + 0.0078x$	$y = 0.0088502x - 1.2421 * 10 - 6x^2$
Cl^-	$y = 0.00183x$	$y = -0.0727 + 0.0019x$	$y = 0.0013921x + 5.7231 * 10 - 7x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.00082x$	$y = -0.1446 + 0.0010x$	$y = -0.0000570x + 1.1654 * 10 - 6x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.00326x$	$y = 0.0926 - 0.0031x$	$y = 0.003755x - 6.4986 * 10 - 7x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.00205x$	$y = -0.1899 + 0.0023x$	$y = 0.0014480x + 7.9794 * 10 - 7x^2$
Na^++K^+	$y = 0.00492x$	$y = -0.0300 + 0.0053$	$y = 0.004919x + 5.0777 * 10 - 7x^2$
IS	0.948	0.933	0.941
Aguas del grupo 3 (N = 3)			
Ci	$Ci = a1 (CE)$	$Ci = a_0 + a_1 (CE)$	$Ci = a_1 (CE) + A2 (CE)2$
HCO_3^-	$y = 0.002278x$	$y = 1.4017 + 0.0020x$	$y = 0.004988x - 4.4838 * 10 - 7x^2$
Cl^-	$y = 0.005978x$	$y = -1.1680 + 0.0060x$	$y = 0.06489x - 8.7366 * 10 - 8x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.001495x$	$y = -0.2210 + 0.0015x$	$y = 0.000411x + 1.8554 * 10 - 7x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.000357x$	$y = 0.5416 + 0.0003x$	$y = 0.000506x - 2.5517 - 8x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.001007x$	$y = -0.1536 + 0.0010x$	$y = 0.001892x - 1.5151 * 10 - 7x^2$
Na^++K^+	$y = 0.008174x$	$y = 1.1723 + 0.0080x$	$y = 0.009426x - 2.1415 * 10 - 7x^2$
IS	0.909	0.900	0.909
Aguas del grupo 4 (N = 3)			
Ci	$Ci = a1 (CE)$	$Ci = a_0 + a_1 (CE)$	$Ci = a_1 (CE) + A2 (CE)2$
HCO_3^-	$y = 0.000934x$	$y = 0.8118 + 0.0008x$	$y = 0.001197x - 3.6441 * 10 - 8x^2$
Cl^-	$y = 0.008631x$	$y = -2.9550 + 0.0096x$	$y = 0.007599x + 1.4301 * 10 - 7x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.000830x$	$y = 2.3489 + 0.0007x$	$y = 0.001534x - 9.7619 * 10 - 8x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.000662x$	$y = -4.3398 + 0.0026x$	$y = 0.00043x + 3.1745 * 10 - 8x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.000625x$	$y = -5.3495 + 0.0031x$	$y = 0.00019x + 8.0430 * 10 - 10x^2$
Na^++K^+	$y = 0.009252x$	$y = 12.0331 + 0.0042x$	$y = 0.00888x + 5.1209 * 10 - 8x^2$
IS	0.934	0.812	0.871

*SAMA, **GEOQUIM. CE: conductividad eléctrica uS/m.

Pozos

Aplicando los tres métodos de ajuste matemático indicados, en ecuaciones (3), (4), y (5), con todos los datos hidroquímicos, se obtienen índices de similitud de 80 y 94% para los datos reales y los estimados, respectivamente. Al igual que en las aguas de los freatímetros, el IS mejora cuando se ajusta por grupo de agua (cuadro 2), especialmente mediante el modelo de la parábola (IS medio entre 0.90 y 0.94), tal como se aprecia en el cuadro 4. En la figura 6 se presentan a modo de ejemplo los patrones reales y estimados de dos muestras del

grupo 4, provenientes de pozos, con valores extremos en STD. Al igual que lo señalado en freatímetros, se aprecia un índice de similitud muy alto en dichas muestras, y en el IS medio de todas las muestras (IS 0.9). Igualmente, el coeficiente de correlación entre valores reales y estimados en pozos resultó relativamente alto (figura 7).

Lagunas

El agua de todas las lagunas corresponde al grupo 4, por lo que constituye un grupo homogéneo, con diagramas de Stiff semejantes

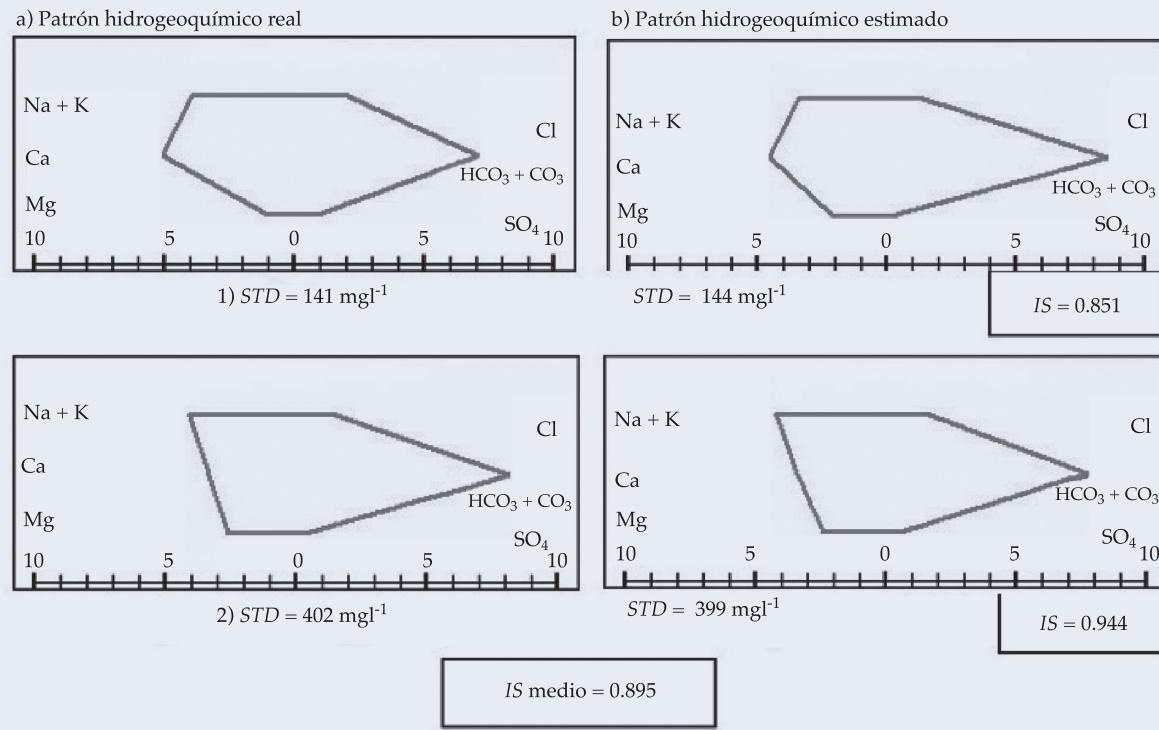


Figura 4. Comparación entre patrones hidrogeoquímicos y STD de valores reales a) y estimados b) por modelación hidrogeoquímica (modelo $y = a_1x + a_2x^2$). Muestras 1) núm. 10 y 2) núm. 17 (freatímetros, grupos 1 y 2, respectivamente). Índice de similitud (IS).

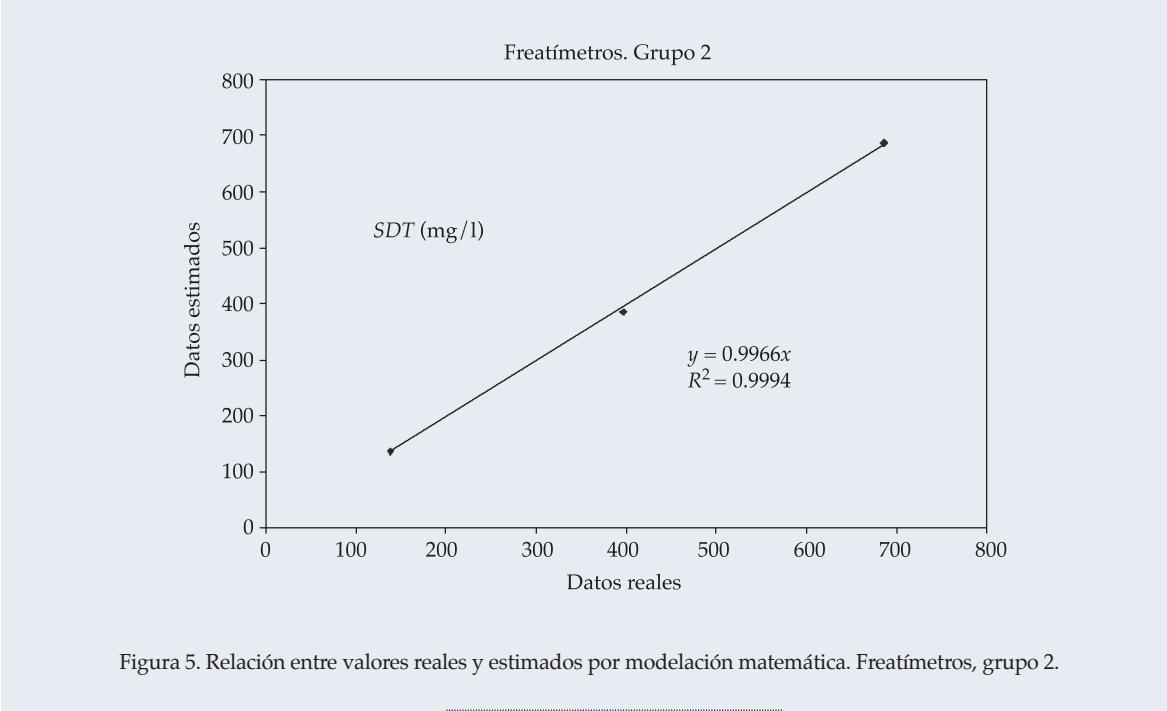


Figura 5. Relación entre valores reales y estimados por modelación matemática. Freatímetros, grupo 2.

Cuadro 4. Pozos de Buenos Aires. Concentración iónica (C_i) ajustada por las ecuaciones de la línea recta con intercepción diferente de cero (ecuación (3)), línea recta origen de coordenadas (ecuación (4)), y parábola con origen de coordenadas (ecuación (5)). Índice de similitud (IS) con muestras agrupadas por tipo de agua.

Aguas del grupo 2 ($N = 6$)			
C_i	$C_i = a1 (CE) (4) *$	$C_i = a0 + a1 (CE) (3) **$	$C_i = a1 (CE) + A2 (CE)2 (5) *$
HCO_3^-	$y = 0.00598x$	$y = 3.9216 + 0.0048x$	$y = 0.008895x - 7.4612 * 10 - 7x^2$
Cl^-	$y = 0.00317x$	$y = -3.1264 + 0.0041x$	$y = 0.000756x + 6.1756 * 10 - 7x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.00173x$	$y = -1.0024 + 0.0020x$	$y = 0.001461x + 6.9267 * 10 - 8x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.00033x$	$y = 1.5399 - 0.0001x$	$y = 0.001236x - 2.3244 * 10 - 7x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.00097x$	$y = 1.0271 + 0.0007x$	$y = 0.001654x - 1.7498 * 10 - 7x^2$
$Na^+ + K^+$	$y = 0.01032x$	$y = -3.5705 + 0.0114x$	$y = 0.00814x + 5.5879 * 10 - 7x^2$
IS	0.824	0.910	0.922
Aguas del grupo 3 ($N = 5$)			
C_i	$C_i = a1 (CE)$	$C_i = a0 + a1 (CE)$	$C_i = a1 (CE) + A2 (CE)2$
HCO_3^-	$y = 0.00254x$	$y = 2.5008 + 0.0021x$	$y = 0.003074x - 7.5711 * 10 - 8x^2$
Cl^-	$y = 0.00623x$	$y = -5.7638 + 0.0072x$	$y = 0.004270x + 2.7615 * 10 - 7x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.00139x$	$y = 1.6923 + 0.0011x$	$y = 0.002155x - 1.0716 * 10 - 7x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.00021x$	$y = 0.0945 + 0.0002x$	$y = 0.000227x - 1.0671 * 10 - 9x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.00063x$	$y = 0.4454 - 0.0006x$	$y = 0.000776x - 2.0243 * 10 - 8x^2$
$Na^+ + K^+$	$y = 0.00908x$	$y = -0.7786 + 0.0092x$	$y = 0.008693x + 5.4919 * 10 - 8x^2$
IS	0.898	0.883	0.918
Aguas del grupo 4 ($N = 5$)			
C_i	$C_i = a1 (CE)$	$C_i = a0 + a1 (CE)$	$C_i = a1 (CE) + A2 (CE)2$
HCO_3^-	$y = 0.00035x$	$y = 5.2474 + 0.0001x$	$y = 0.00848x - 1.5648 * 10 - 8x^2$
Cl^-	$y = 0.00747x$	$y = -6.4551 + 0.0077x$	$y = 0.00666x + 2.5261 * 10 - 8x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.00204x$	$y = 2.2961 + 0.0019x$	$y = 0.00230x - 8.1702 * 10 - 9x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.00049x$	$y = 0.8168 + 0.0005x$	$V = 0.00055x - 1.5839 * 10 - 9x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.001456x$	$y = -3.7100 - 0.0016x$	$y = 0.00064x + 2.5504 * 10 - 8x^2$
$Na^+ + K^+$	$y = 0.00761x$	$y = 3.4689 + 0.0075x$	$y = 0.00759x + 5.6518 * 10 - 10x^2$
IS	0.855	0.889	0.869

* SAMA, **GEOQUIM. CE: conductividad eléctrica uS/m.

a los presentados en la figura 5 en pozos, también del grupo 4. Igualmente, el ajuste por IS entre valores reales y estimados fue muy alto ($IS, 0.9$), al igual que la correlación ($r, 0.9$). En el cuadro 5 se exponen las ecuaciones ajustadas con los datos de las muestras de las lagunas mediante los tres modelos de correlación matemática mencionados (SAMA y GEOQUIM) y los IS medios.

Los mejores ajustes se obtienen con el modelo polinomial de segundo grado (0.90 de IS medio entre los datos reales y los obtenidos por modelación).

Si bien existe un ajuste adecuado por todos los procedimientos utilizados para estimar

las concentraciones iónicas a partir de la CE, en el caso de pozos y lagunas se obtuvieron mejores resultados utilizando la ecuación del polinomio de segundo grado (parábola) y, en segundo término, la línea recta con ordenada al origen diferente de cero.

Fagundo *et al.* (1993a, 1996) encontraron que en Cuba, la composición química del agua de diferentes sitios, agrupada por la litología común, en el modelo de la línea recta que pasa por el origen de coordenadas, resultó satisfactorio ($IS, 0.880$ y 0.930). Sin embargo, Fagundo *et al.* (1993b) y Vinardell *et al.* (1999) encuentran que cuando existe mezcla de aguas, como sucede en pozos de extracción en

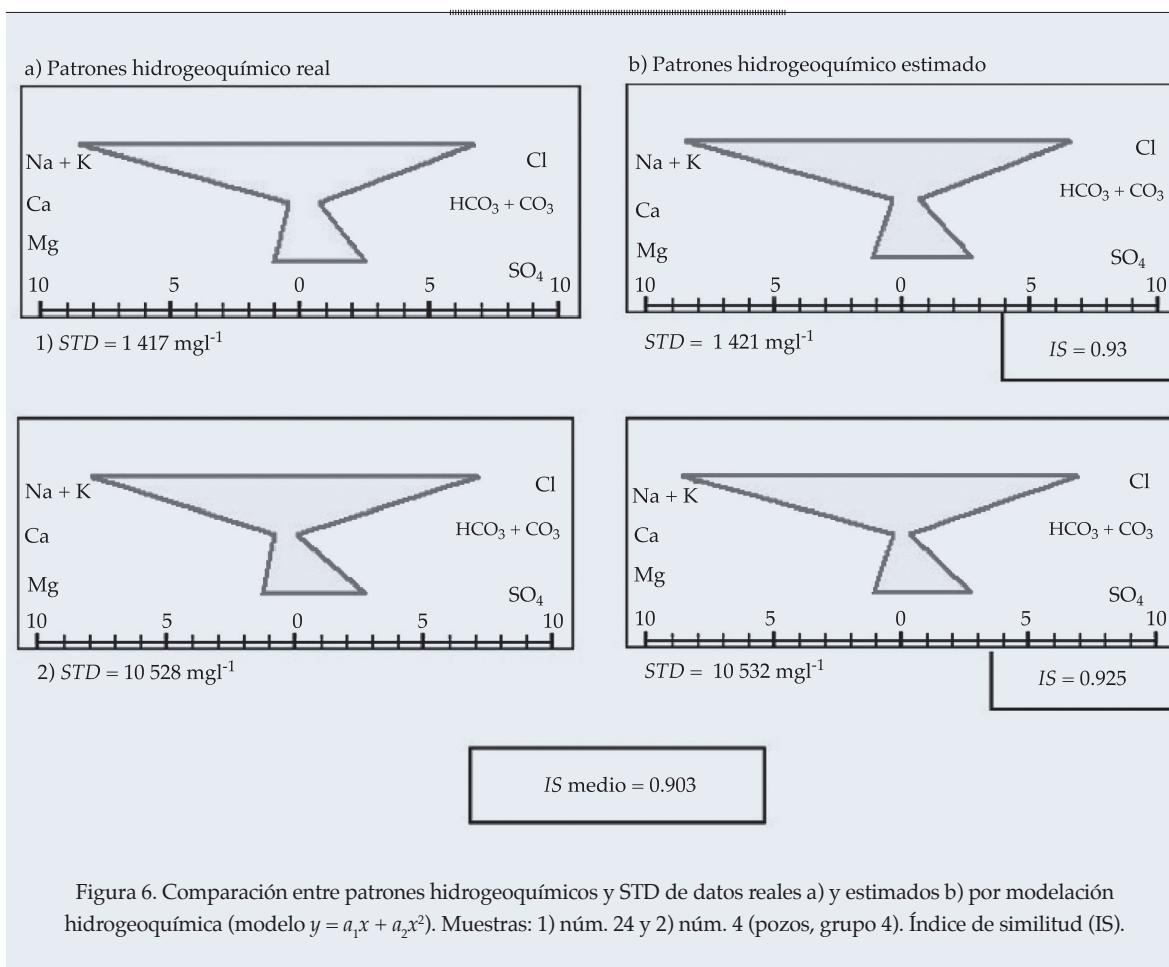
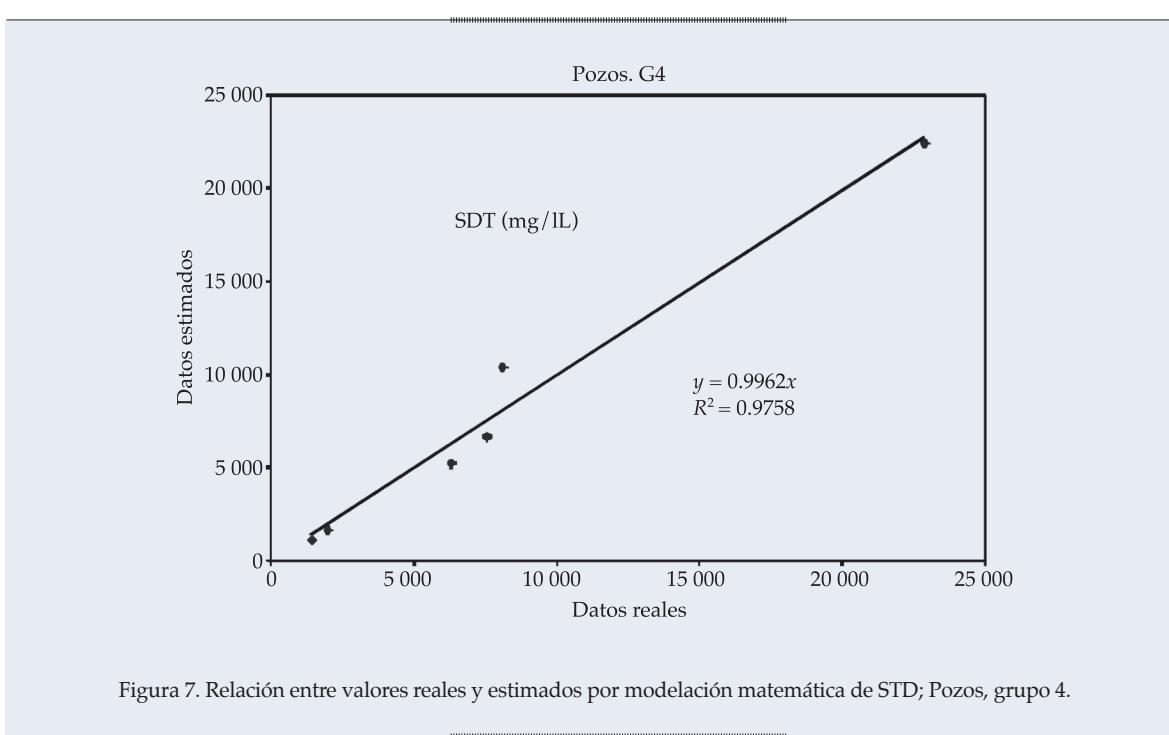


Figura 6. Comparación entre patrones hidrogeoquímicos y STD de datos reales a) y estimados b) por modelación hidrogeoquímica (modelo $y = a_1x + a_2x^2$). Muestras: 1) núm. 24 y 2) núm. 4 (pozos, grupo 4). Índice de similitud (IS).



Cuadro 5. Agua de lagunas. Concentración iónica (C_i) ajustada por las ecuaciones de la línea recta con intercepción diferente de cero (ecuación (3)), línea recta origen de coordenadas (ecuación (4)), y parábola con origen de coordenadas (ecuación (5)). Índice de similitud (IS).

C_i	$C_i = a1 (CE) (4) *$	$C_i = a0 + a1 (CE) (3) **$	$C_i = a1 (CE) + A2 (CE)2 (5) *$
HCO_3^-	$y = 0.00033x$	$y = 3.3192 + 0.0002x$	$y = 0.00049x - 2.5599 * 10 - 9x^2$
Cl^-	$y = 0.00881x$	$y = -27.0151 + 0.0095x$	$y = 0.00712x + 2.7357 * 10 - 8x^2$
SO_4^{2-}	$y = 0.003721x$	$y = -8.9577 + 0.0039x$	$y = 0.00299x + 1.1822 * 10 - 8x^2$
Ca^{2+}	$y = 0.000001x$	$y = 4.6755 - 0.00003x$	$y = 0.00051x - 6.5428 * 10 - 9x^2$
Mg^{2+}	$y = 0.000378x$	$y = 13.2306 + 0.0005x$	$y = 0.00150x - 1.7989 * 10 - 8x^2$
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$y = 0.01243x$	$y = -49.4665 + 0.0137x$	$y = 0.00872x + 5.9621 * 10 - 8x^2$
IS	0.764	0.839	0.910

*SAMA, **GEOQUIM. CE: conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{m}$.

acuíferos costeros por efecto de intrusión de agua salada, los mejores resultados se obtienen aplicando el modelo polinomial de segundo grado, agrupando previamente las muestras mediante el método de reconocimiento de patrones ante un número elevado de patrones hidrogeoquímicos. Lo señalado por estos autores es coincidente con lo obtenido en el presente estudio, ya que las muestras tuvieron una gran variabilidad en sus propiedades físico-químicas según la manifestación, tipo de flujo y zona de recarga o descarga dentro de éstos.

Es posible disponer de un procedimiento que permite estimar la concentración iónica a partir de la CE, considerando los principios de Tóth (2000) relativos al funcionamiento del agua subterránea, y definir las zonas que mejor se adapten para un manejo agropecuario-forestal determinado, tal como proponen Heuperman *et al.* (2002), Tomar (2007) y Alconada *et al.* (2009), en forma sencilla y a bajo costo. Esto resulta de gran importancia en ambientes sujetos a la alternancia de sequía e inundación, y donde la superficie freática es poco profunda, tal como se produce en el área del presente estudio. En coincidencia con Miller *et al.* (1988), en este estudio se correlacionó satisfactoriamente la CE teórica y la medida en el campo, partiendo de conocer la litología del sitio y aplicando los programas propuestos.

Debido a que en el presente estudio no se contó con datos muestreados de manera

sistemática (al menos mensualmente durante uno o dos años), no fue posible evaluar el efecto del ciclo hidrológico (precipitación-sequía) sobre la composición química del agua en las diferentes manifestaciones y lagunas. Se recomienda que esto sea abordado en futuros estudios, para determinar con más precisión los modelos de correlación matemática aquí obtenidos.

Conclusiones

Se logró establecer el objetivo del presente estudio de utilizar los modelos hidrogeoquímicos propuestos para estimar la composición química del agua a partir de su conductividad eléctrica. En efecto, la composición química del agua, concentración de iones, puede ser definida mediante estimaciones matemáticas a partir del valor de la conductividad eléctrica. Los mejores ajustes en el Noroeste Bonaerense se logran procesando datos hidroquímicos por grupos de agua mediante el método de reconocimiento de patrones y utilizando el modelo matemático del polinomio de segundo grado (parábola que pasa por el origen de coordenadas). Este procedimiento posibilita plantear la selección de prácticas de manejo a partir de la definición del tipo de flujo de agua subterránea, efectuando mediciones de campo sencillas y de bajo costo, como CE, temperatura, pH, y considerando además otros elementos del paisaje, como suelo, geomorfología, y vegetación;

información que permite tener un conocimiento sobre el sistema de flujo muestreado y su zona de recarga, descarga o tránsito correspondiente.

Recibido: 29/11/2011

Aceptado: 23/08/2013

Referencias

- ALCONADA-MAGLIANO, M.M. *Procesos de inundación en el sector de Médanos Longitudinales del Noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Su relación con vegetación, suelo, agua, y clima. Opciones de desarrollo.* Tesis de Doctorado en Geografía. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México, 2008, 598 pp. y anexos.
- ALCONADA-MAGLIANO, M.M., BUSSONI, A., ROSA, R. y CARRILLO-RIVERA, J.J. El bio-drenaje para el control del exceso hídrico en Pampa Arenosa, Buenos Aires, Argentina. *Investigaciones Geográficas, Boletín.* Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 68, 2009, pp. 50-72.
- ALCONADA-MAGLIANO, M.M., FAGUNDO-CASTILLO, J.R., CARRILLO-RIVERA, J.J., and HERNÁNDEZ, P.G. Origin of Flooding Water through Hydrogeochemical Identification, the Buenos Aires Plain, Argentina. *Environmental Earth Sciences.* Vol. 64, No. 1, 2011, pp. 57-71.
- ÁLVAREZ, E., VINARDEL, I., FAGUNDO, J.R., REGUERA, E. y CARDOSO M.E. Evolución química y relaciones empíricas en aguas naturales. II- Sistema Automatizado para el Monitoreo de las Aguas. *Voluntad Hidráulica.* Núm. 83, 1990, pp. 15-25.
- ÁLVAREZ, E., VINARDELL, I., FAGUNDO, J.R. y RODRÍGUEZ, J.E. Sistemas para el procesamiento de datos hidroquímicos: SAPHIQ, GEOQUIM, SAMA y BATOMET. En *Libro de Comunicaciones I Taller sobre Cuenca Experimental en el Karst, Matanzas.* Castellón, España: Editorial Universidad Jaume I, 1993, pp. 189-194.
- APPELO, C.A.J. and POSTMA, D. *Geochemistry, Groundwater and Pollution.* Rotterdam: Ed. Balkema, 1993, 536 pp.
- APHA, AWWA, WEF. *Standards Methods for the Examination of Water and Wasters.* Vol. 17. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 1989.
- CARRILLO-RIVERA, J.J. Application of the Groundwater-Balance Equation to Indicate Interbasin and Vertical Flow in Two Semi-Arid Drainage Basins. *Hydrogeology Journal.* Vol. VIII, No. 5, 2000, pp. 503-520.
- DANGAVS, N. *Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires.* XVI Congreso Geológico Argentino, La Plata, Capítulo XIII, 2005, pp. 219-236.
- ETCHICHURY, M.C., TOFALO O.R. y FORZINETTI, M.E. Composición psamática de sedimentos actuales de la provincia de Buenos Aires y su significado tectónico. *Actas Seg. Tour. Geológico Bonaerense, Bahía Blanca,* 1988, pp. 419-428.
- FAGUNDO, J.R. Caracterización de acuíferos mediante relaciones entre contenidos iónicos y parámetros químico-físicos. *CENIC Ciencias Químicas.* Vol. XVI, núm. 2, 1985, pp. 321-325. http://www.redciencia.cu/geobiblio/paper/1990_Fagundo_Hidrogeological.pdf.
- FAGUNDO, J.R. Evolución química y relaciones empíricas en aguas naturales. Efecto de los factores geológicos, hidrogeológicos y ambientales. *Hidrogeología.* Vol. 5. Granada, 1990, pp. 33-46.
- FAGUNDO, J.R. Patrones hidrogeoquímicos y relaciones matemáticas en aguas naturales. *Ingeniería Hidráulica.* Vol. XIX, núm. 2, 1998, pp. 62-78.
- FAGUNDO, J.R. y RODRÍGUEZ, J. Hydrogeochemical Pattern and Mathematical Correlations in Karst at the Examples of Cuba. *Proc. Int. Conference Environmental Changes in Karst Areas,* Italy, No. 13, 1991, pp. 361-369.
- FAGUNDO, J.R. and RODRÍGUEZ, J. Hydrogeochemical Pattern and Mathematical Correlations in Karst at the Examples of Cuba. *Newsletter Geology, Climate and Karst Formation.* Guilin, China: Inst. of Karst Geology, 1992, pp. 41-45.
- FAGUNDO, J.R., ÁLVAREZ, E., BENÍTEZ, G., FERRERA, V. y VEGA, J. *Simulación química y matemática de la disolución de rocas carbonatadas por las aguas naturales.* Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, CUBAIDIS, La Habana, 1992, Vol. 1, pp. 152-157.
- FAGUNDO, J.R., RODRÍGUEZ, J.E., PAJÓN, J.M., FRANCO, E., BENÍTEZ, G., RODRÍGUEZ, A.C., GÜERÓN, J. y ABELLÓ, I. Caracterización hidroquímica de las aguas del Pan de Guajaibón y otras áreas cársticas cercanas a la Sierra del Rosario. En *Libro de Comunicaciones. I Taller sobre Cuenca Experimental en el Karst, Matanzas.* Castellón, España: Ed. Univ. Jaume I, 1993a, pp. 43-53.
- FAGUNDO, J.R., RODRÍGUEZ-BENÍTEZ, G., MORERA, W., FERNÁNDEZ, C. y VEGA J. Caracterización hidroquímica y control de la calidad de las aguas del curso de la cuenca Zapata. En *Libro de Comunicaciones. I Taller sobre Cuenca Experimental en el Karst, Matanzas.* Castellón, España: Ed. Univ. Jaume I, 1993b, pp. 73-81.
- FAGUNDO, J.R., VALDÉS, J.J. y RODRÍGUEZ, J.E. *Hidroquímica del Karst.* Granada: Univ. Granada, 1996, pp. 304.
- FAGUNDO, J.R., GONZÁLEZ, P., RODRÍGUEZ, M., SUÁREZ, M. y MELIÁN C. Aplicaciones de la Cinética en la Hidrogeología y el Medio Ambiente. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental.* Núm. 5, 2004, pp. 80-89.
- FAGUNDO, J.R., GONZÁLEZ, P., SUÁREZ-MUÑOZ, M., FAGUNDO-SIERRA, J., MELIÁN, C. y ÁLVAREZ E.

- HIDROGEOQUIM. *Contribución a la Educación y Protección Ambiental*. Núm. 6, 2005, pp. 58-67.
- FAGUNDO, J.R., GONZÁLEZ, P., FAGUNDO-SIERRA, J., ÁLVAREZ, E., SUÁREZ, M., and MELIÁN, C. Application of hidrogeochemical modeling to characterization and water quality control of coastal karst aquifer. In: (ed) S. Demuth, A. Gustard, E. Planos, F. Scatena, E. Servat. *Climate Variability and Change Hydrological impacts*. Netherlands: International Association of Hydrological Sciences Publication, 2006, pp. 596-600.
- FAGUNDO-SIERRA, J., FAGUNDO, J.R., GONZÁLEZ, P. y SUÁREZ, M. Modelación de las aguas naturales. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*. Vol. VII, núm. 2, 2001, pp. 1-8.
- GONZÁLEZ, N. *Los ambientes hidrogeológicos de la provincia de Buenos Aires*. XVI Congreso Geológico Argentino, La Plata, Capítulo XXII, 2005, pp. 359-374.
- HEUPERMAN, A.F., KAPOOR, A.S., and DENECKE, H.W. *Biodrainage. Principles, experiences and applications*. International Programme for Technology and Research in Irrigation and Drainage, Food and Agriculture Organization of the United Nations-FAO, 2002, 79 pp.
- MILLER, R.L., BRADFORD, W.L., and PETERS, N.E. Specific Conductance: Theoretical Considerations and Application to Analytical Quantity Control. *U.S. Geological Survey Water-Supply*. No. 2311, 1988, pp. 1-21.
- MONCAUT, C.A. Inundaciones y sequías tienen raíces añejas en la pampa bonaerense (1576-2001). En Maiola, O., Gabellone, N. y Hernández, M. (editores). *Inundaciones en la región pampeana*. La Plata, Argentina: Universidad Nacional de La Plata, 2003, pp. 27-48.
- PMI. Informe Plan Maestro Integral Cuenca del Río del Salado. Informe tirada reducida. Ministerio de Economía de la Provincia de Buenos Aires-Halcrow-Banco Mundial, 1999, La Plata, Buenos Aires, Argentina, 1300 pp.
- STIFF, H.A. The Interpretation of Chemical Water Analysis by Means of Pattern. *Petroleum Technology*. No. 3, 1951, pp. 15-17.
- TÓTH, J. Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico y Minero*. Instituto Geológico Geominero. Vol. III, núm. 4, 2000, pp. 9-25.
- TOMAR, O.S. Bio-Drainage: Performance of Various Tree Species as Effective Bio-Drain Material. In: Ambast, S.K., Gupta, S.K., and Singh, Gurbachan (editors). *Agricultural Land Drainage: Reclamation of Waterlogged Saline Lands*. Karnal, India: Central Soil Salinity Research Institute, 2007, pp. 213-221.
- VINARDELL, I., TILLÁN, G., FAGUNDO, J.R. y ONTIVERO, E. Un método para la clasificación e identificación de las aguas mediante patrones hidrogeoquímicos. *Revista Ciencias Químicas*. Vol. XXXI, núm.1, 1999, pp. 14-20.
- ZÁRATE, M. y RABANESSE, J. *Geomorfología la provincia de Buenos Aires*. XVI Congreso Geológico Argentino, La Plata, 2005, capítulo VIII, pp. 119-138.

Dirección institucional de los autores

Dr. Juan R. Fagundo-Castillo

Dra. Patricia González-Hernández

Facultad de Química

Universidad de La Habana

Zapata s/n entre G y Carlito Aguirre,

Municipio Plaza de la Revolución

Provincia La Habana, CUBA

Teléfono: +53 (7) 2021 871

juanrfag@infomed.sld.cu

patricia@instec.cu

Dra. Margarita M. Alconada-Magliano

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales

Universidad Nacional de La Plata

y CISAU (Ministerio de Asuntos Agrarios)

Calle 3, núm. 584 (1900) La Plata, ARGENTINA

margaalconada@yahoo.com.ar

Teléfono: +54 (221) 4229 923

Dr. J. Joel Carrillo-Rivera

Departamento de Geografía Física

Instituto de Geografía

Universidad Nacional Autónoma de México

Círculo Exterior, Ciudad Universitaria, Coyoacán

04510 México, D.F., México

Teléfono: +52 (55) 5623 0222, extensión 45467

joeljcr@igg.unam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

PREDICCIÓN DE LECTURAS DE AFOROS DE FILTRACIONES DE PRESAS BÓVEDA MEDIANTE REDES NEURONALES ARTIFICIALES

• David Santillán* • Jesús Fraile-Ardanuy • Miguel Ángel Toledo •
Universidad Politécnica de Madrid, España

*Autor de correspondencia

Resumen

SANTILLÁN, D., FRAILE-ARDANUY, J. & TOLEDO, M.A. Predicción de lecturas de aforos de filtraciones de presas bóveda mediante redes neuronales artificiales. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 81-96.

Las redes neuronales artificiales son estructuras matemáticas inspiradas en el cerebro de los seres vivos, capaces de generar modelos numéricos no lineales de calibración relativamente sencilla. En el presente trabajo se modela el caudal de agua filtrado a través del cimiento rocoso de una presa bóveda piloto con una red neuronal tipo perceptrón multicapa. La filtración a través de un macizo rocoso es un fenómeno difícil de modelar debido a la imposibilidad de caracterizar con detalle el medio en el que discurre y por la complejidad del propio fenómeno. El resultado final es un modelo compuesto por tres neuronas ocultas agrupadas en una capa y cuyas variables de entrada son el nivel de agua en el embalse y tres velocidades de la misma en períodos anteriores. La estructura de la red neuronal se determina teniendo en cuenta la influencia de cada una de las variables de entrada sobre las variables de salida. Para ello, se parte de un conjunto extenso de posibles variables de entrada extraídas de los modelos analíticos o conceptuales del fenómeno físico a modelar.

Palabras clave: auscultación presas, filtraciones, presa bóveda, redes neuronales artificiales.

Abstract

SANTILLÁN, D., FRAILE-ARDANUY, J. & TOLEDO, M.A. *Prediction of Gauge Readings of Filtration in Arch Dams Using Artificial Neural Networks*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 81-96.

Artificial neural networks are mathematical structures inspired by the brain of live beings which can generate relatively simple non-linear numerical calibration models. The present work models the flow of water filtered through the rocky base of a pilot arch dam using a multi-layer perceptron neural network. Seepage through a rock mass is difficult to model because it is impossible to obtain a detailed characterization of the medium through which it passes and because of the complexity of the process. The final result is a model composed of three hidden neurons grouped in a layer, using as input variables the water level in the reservoir and their three velocities from prior periods. The structure of the neural network is determined considering the influence of each of the input variables on the output variables. This is based on an extensive set of possible input variables extracted from analytical or conceptual models of the physical phenomenon to be modeled.

Keywords: Arch dams, seepage, artificial neural networks, dam monitoring.

Introducción

La filtración de agua a través de macizos rocosos es un fenómeno difícil de modelar numéricamente. El medio donde tiene lugar, el macizo rocoso, es difícil de caracterizar debido a la presencia de diaclasas ocultas en su interior, por la heterogeneidad de las características de la masa rocosa que lo compone y por los variados grados de fractura del macizo (Li *et al.*, 2008). A esto se le suma la propia complejidad del fenómeno de la filtración en sí. Sin embargo, en

determinadas situaciones es necesario disponer de un modelo que sea capaz de predecir la filtración que se debería producir en un determinado macizo.

Una de esas situaciones más interesantes son los embalses generados por la presencia de una presa, debido a que estas infraestructuras son singulares por sus dimensiones, su vida útil, su impacto territorial y especialmente por el riesgo que supone su presencia. Debido a ello existe una preocupación que impulsa a investigar tanto los posibles problemas

existentes en las presas como nuevos métodos para supervisar su comportamiento. Así, por ejemplo, un problema presente en algunas de ellas construidas hace ya décadas es la reacción álcali-árido, la cual deteriora las características mecánicas del hormigón. La forma de controlar dicho problema es, por una parte, desarrollando métodos de cálculo para estudiar la evolución de las consecuencias de dicha reacción sobre la respuesta de la presa frente a las acciones a las que se encuentra sometida (Comi *et al.*, 2009), y por otra parte, con experimentos para evaluar la reactividad potencial de los áridos (Martín *et al.*, 2010; Campos *et al.*, 2010).

Las lecturas de los caudales de agua filtrados a través del cimiento de la presa son uno de los datos más útiles para conocer si existe alguna alteración en el mismo, la cual incidirá de manera directa sobre el comportamiento de la infraestructura (ASCE, 2000). La estrategia habitual a seguir para supervisar el comportamiento estructural comienza con la recopilación de las lecturas de ciertos aparatos instalados en la misma y que controlan determinadas variables representativas de su comportamiento —como los caudales filtrados a través del cimiento o los movimientos de determinados puntos de la estructura—, al igual que obteniendo información cualitativa procedente de las inspecciones visuales. El proceso continúa con la interpretación y evaluación de los datos recopilados y la información, para lo que se dispone de modelos de predicción de la lectura de dichos aparatos bajo las condiciones en las que se encontraba la presa en el momento de la lectura de los mismos. Finalmente se toman decisiones sobre las actuaciones a realizar si se detecta o se sospecha de alguna anomalía.

Frente a la necesidad de modelar numéricamente fenómenos cuya complejidad puede tener diversas causas, como el desconocimiento parcial o total de las leyes que los rigen o la dificultad de caracterizar el medio en que se desarrollan, las redes neuronales artificiales se perfilan como una herramienta útil (Rafiq *et al.*, 2001). Sus aplicaciones se extienden a muchas ramas de la ingeniería, entre ellas: ingeniería

de software (Singh *et al.*, 2009), ingeniería química (Jamal *et al.*, 2006) o ingeniería civil (Flood, 2001).

En este artículo se describe la aplicación de las redes neuronales tipo perceptrón multicapa a la modelación numérica del caudal de agua filtrado a través del cimiento de una presa bóveda medido en uno de sus aforadores. Las redes neuronales se perfilan como una herramienta adecuada para ello. Así, el objetivo del presente trabajo es aplicar y evaluar la capacidad de los modelos neuronales para reproducir el fenómeno planteado.

Antecedentes y marco de referencia

Modelos típicos de predicción del comportamiento de presas

Los modelos de predicción del comportamiento de presas se clasifican en modelos no deterministas, deterministas e híbridos. Todos ellos requieren de dos tipos de datos o variables: las variables respuesta y las variables exteriores. Las variables respuesta son magnitudes físicas representativas de un aspecto del comportamiento de la estructura, y se miden con un aparato o sensor de auscultación instalado en dicha estructura o en el exterior, como es el caso de las lecturas de movimientos mediante DGPS (Galán-Martín *et al.*, 2011). Algunas de las variables más importantes son el caudal de agua filtrado, el movimiento de ciertos puntos de la estructura o las presiones piezométricas registradas en determinadas ubicaciones del cimiento (Marengo-Mogollón, 1996). Las variables exteriores son aquellas magnitudes físicas cuya variación induce un cambio significativo de una o varias variables respuesta, como el nivel de agua en el embalse.

Los modelos no deterministas relacionan las variables respuesta con las exteriores a través de un conjunto de funciones que dependen de las variables exteriores. Un ejemplo de modelo no determinista es el modelo estadístico, en el cual las variables respuesta se relacionan con las exteriores a través de un conjunto de funciones denominadas de forma,

dependientes de estas últimas. Las funciones de forma están multiplicadas por unos coeficientes que se estiman generalmente por el método de mínimos cuadrados a partir de los registros de lecturas de ambas. Desde un punto de vista estadístico, los valores de las funciones de forma son los regresores o variables explicativas de un modelo de regresión lineal múltiple y los coeficientes, los estimadores. Es de destacar que estos modelos estadísticos se emplean fundamentalmente para la predicción de las variables respuesta de movimientos (ICOLD, 2003).

Los modelos deterministas relacionan las variables respuesta con las exteriores a través de leyes físicas. El medio geométrico y los procesos mecánicos, térmicos y químicos son reproducidos por medio de modelos matemáticos. Típicamente requieren discretizar el medio en elementos finitos a los que se les asocia unas leyes de comportamiento del cuerpo estructural y del cimiento. Este tipo de modelos se emplea fundamentalmente para estimar movimientos (ICOLD, 2003), aunque también se ha modelado con ellos filtraciones a través de macizos rocosos fracturados (Li *et al.*, 2008; Yanqing, 2005) o de materiales tipo aluvial (Tayfur *et al.*, 2005).

Los modelos híbridos son una combinación entre los modelos estadísticos y los deterministas. Las funciones son determinadas con modelos deterministas de la estructura, con ensayos de laboratorio o se adoptan las propuestas en los modelos estadísticos. Ambos tipos de funciones se encuentran multiplicadas por coeficientes a calcular con técnicas estadísticas a partir de lecturas de las diversas variables tomadas en las tareas de auscultación.

Las redes neuronales artificiales

Las redes neuronales artificiales son modelos simplificados del sistema nervioso central. Constan de un número elevado de elementos de procesamiento simple (neuronas) altamente interconectados entre sí que trabajan en paralelo y son capaces de aprender, adaptarse y generar soluciones a partir de patrones o datos de

entrenamiento (Martín del Brío y Sanz-Molina, 1997), resultando así modelos no lineales.

Las redes neuronales artificiales y los modelos de predicción del comportamiento de presas

En los últimos años se han elaborado modelos de comportamiento de presas con redes neuronales tipo perceptrón multicapa. Estos nuevos modelos se incluyen dentro del tipo no determinista. Ahmadi-Nedushan y Chouinard (2003) desarrollaron tres redes neuronales para modelar con cada una de ellas los movimientos de un péndulo de una presa de gravedad en una dirección del espacio. La arquitectura de la red consistía en una capa oculta con dos o tres neuronas ocultas, según la red. El procedimiento para determinar el número de neuronas fue por prueba y error. Mata (2011) modela los movimientos radiales de dos péndulos de la presa de Alto Rabagao, localizada en Vila Real (Portugal) con una red neuronal compuesta por 12 neuronas ocultas en una sola capa.

Otras variables respuesta modeladas con redes neuronales son las lecturas de piezómetros en presas de materiales sueltos (Tayfur *et al.*, 2005) o la predicción de sus asientos (Kim y Kim, 2008). Otras investigaciones estudian las posibilidades de las redes neuronales para prever la respuesta de las presas de gravedad frente a acciones sísmicas (Joghataie y Dizaji, 2009).

Otras técnicas recientemente empleadas en la auscultación de presas son la lógica borrosa, los algoritmos genéticos o la teoría de la cointegración. Rankovic *et al.* (2012) emplearon con éxito la lógica borrosa para predecir los movimientos radiales de dos péndulos de la presa arco de Bocac, situada en el río Vrbas, en la República de Srpska. Los movimientos radiales de uno de los péndulos de la anterior presa también se modelaron con éxito con una técnica que combina los modelos estadísticos de predicción del comportamiento con los algoritmos genéticos (Stojanovic *et al.*, 2013). Inicialmente, se dispone de un

número elevado de regresores vacantes y se seleccionan los más adecuados por medio de la técnica de los algoritmos genéticos, siendo el modelo estadístico resultante una solución de compromiso entre calidad de predicción y complejidad del mismo. Los regresores de los modelos estadísticos tradicionalmente empleados en la auscultación de presas únicamente pueden ser usados en series temporales estacionarias. No obstante, esta condición no se suele cumplir en los casos reales. Para solucionar este problema, Li *et al.* (2013) proponen emplear un nuevo modelo estadístico basado en la teoría de la cointegración (Artis-Ortuño *et al.*, 2009). El modelo se valida aplicándolo a la predicción de la lectura de los péndulos de la presa bóveda de Wanfu, situada al sur de la provincia china de Zhejiang. Las predicciones obtenidas con la nueva técnica son más exactas que las de los modelos tradicionales.

Las redes neuronales también se han aplicado exitosamente a numerosas facetas del campo de la geología y la geotecnica. Así, por ejemplo, con ellas se ha determinado la permeabilidad de suelos de grano fino, con mejores resultados que los obtenidos con modelos de regresión múltiple (Yusuf-Erzin *et al.*, 2009). También se han empleado para estimar la carga última de cimentaciones superficiales realizadas sobre suelos sin cohesión de forma más satisfactoria que los modelos teóricos (Kalinli *et al.*, 2011; Padmini *et al.*, 2008), para evaluar los cambios de la evolución temporal de la presión intersticial en laderas debido a las lluvias (Mustafa *et al.*, 2012) o la susceptibilidad de las mismas a los deslizamientos (Pradhan y Lee, 2010), o para predecir los movimientos de muros pantalla causados por la posterior excavación del recinto generado por los mismos en suelos arcillosos (Kung *et al.*, 2007).

El perceptrón multicapa

El perceptrón multicapa (MLP) es un modelo neuronal unidireccional compuesto por un

mínimo de tres capas de neuronas: una capa de entrada, una capa de salida, y una o varias capas ocultas. Es un tipo de red neuronal muy utilizada en ingeniería (Rafiq *et al.*, 2001; Meireles *et al.*, 2003). Un patrón de entrada p formado por un conjunto de valores de las variables de entrada x_i está representado por el vector $x_p = [1, x_{p1}, \dots, x_{pN}]^T$, donde la primera componente del vector tiene el valor 1 para incluir el sesgo b . Por su parte, w_{ij} es el peso de la conexión de la neurona de entrada i con la neurona oculta j , y v_{kj} el de la conexión entre la neurona oculta j y la de salida k . Por otra parte, n_{pj} y m_{pk} son los argumentos de las funciones de activación de las neuronas de la capa oculta y de salida para un patrón p dado, respectivamente; z_{pj} e y_{pk} son los valores de salida de la neurona j de la capa oculta y k de la de salida, respectivamente, para un patrón p dado, como resultado de aplicar la función de activación F sobre la entrada neta a la neurona.

Sea una red neuronal compuesta por tres capas, con N neuronas en la capa de entrada, L neuronas en la oculta, M neuronas en la capa de salida, una matriz de pesos y sesgos entre las neuronas de la capa de entrada y la oculta W , y una matriz de pesos y sesgos entre las neuronas de la capa oculta y de salida V . Para un patrón de entrada x_p , los argumentos n_{pj} de las neuronas de la capa oculta vendrán dados por la ecuación (1), los valores de salida z_{pj} de la capa oculta por la ecuación (2), los argumentos m_{pk} de las neuronas de la capa de salida por la ecuación (3) y la salida y_p de la red neuronal por la ecuación (4):

$$n_{pj} = \sum_{i=1}^N w_{ji} x_{pi} + b_j; \quad n_p = W \cdot x_p \quad (1)$$

$$z_{pj} = F(n_{pj}); \quad z_p = (1, z_{p1}, \dots, z_{pj}, \dots, z_{pL})^T \quad (2)$$

$$m_{pk} = \sum_{j=1}^L v_{kj} z_{pj} + c_k; \quad m_p = V \cdot z_p \quad (3)$$

$$y_{pk} = F(m_{pk}); \quad \mathbf{y}_p = (y_{p1}, y_{p2}, \dots, y_{pk}, \dots, y_{pM})^T \quad (4)$$

El entrenamiento de las redes neuronales es un proceso por el cual se determina el valor de los pesos y sesgos con un algoritmo. Las topologías de las redes de tipo perceptrón multicapa se entrena con el algoritmo de retropropagación (Haykin, 1998). Existe una multitud de variaciones de este algoritmo basadas en distintas técnicas de optimización, como el gradiente conjugado o los métodos de Newton. En este trabajo se utiliza la variante propuesta por Levenberg-Marquardt debido a su rapidez de ejecución (Beale y Hagan, 2012).

Inicialmente los valores de los pesos y sesgos se toman de pequeño valor y se eligen aleatoriamente. El algoritmo proporcionará a la red un conjunto de datos de entrada, x_p , y ésta calculará sus correspondientes salidas, y_p . El algoritmo computará las diferencias entre y_p y el valor objetivo que debería haber proporcionado la red, y_p^* , tratando de minimizarlas, modificando el valor de los pesos y los sesgos. Será necesario, por lo tanto, un conjunto de pares de entrada-salida (x_p, y_p^*), denominado datos de entrenamiento, con el que la red pueda aprender.

Si se vuelve a entrenar la red de nuevo, con otros pesos y sesgos iniciales diferentes, la solución alcanzada será en general diferente de la anterior. Esto ocurre debido a que la hipersuperficie de error dispone de distintos mínimos locales y dependiendo del valor de los pesos iniciales se alcanzarán unos valores finales u otros. En la práctica se pretende una red que proporcione unas salidas con el grado de exactitud deseado, no buscando tanto el mínimo global sino uno local con la precisión necesaria (Meireles et al., 2003).

En conclusión, para unas variables de entrada dadas, diseñar la arquitectura de red es equivalente a determinar el número de capas ocultas y neuronas en cada una de ellas. Pero, además, es necesario entrenar un número suficiente de veces, partiendo de pesos iniciales distintos, hasta obtener una red que produzca soluciones con la suficiente precisión.

Selección de las variables de entrada

Una ventaja de las redes neuronales es la ausencia de necesidad de seleccionar las variables independientes más importantes. La sinapsis asociada con las variables irrelevantes tendrá pesos despreciables. En cambio, las variables relevantes poseerán pesos significativos (Meireles et al., 2003). Dicha característica se emplea en este estudio para seleccionar las variables de entrada que mejor caracterizan al fenómeno.

A partir de esta idea, diversos autores han planteado procedimientos para determinar la importancia de cada una de las variables de entrada a la red neuronal en relación con cada una de las variables de salida. Una de ellas se realiza mediante el estudio de la magnitud de los pesos propuesto por Garson (1991). Posteriormente surgió el análisis de sensibilidad basado en la matriz de sensibilidad Jacobiana. Gedeon (1997) realizó un estudio de comparación de ambos métodos, desprendiéndose que el procedimiento de la matriz Jacobiana proporciona un mejor acuerdo con la técnica expuesta en el párrafo anterior. En consecuencia, el análisis de sensibilidad basado en el cálculo de la matriz de sensibilidad Jacobiana es más fiable que el basado en la magnitud de los pesos.

Los elementos que componen la matriz Jacobiana S proporcionan una medida de la sensibilidad de las salidas a cambios que se producen en cada una de las variables de entrada. En la matriz Jacobiana S de orden ixk , cada fila representa una entrada a la red y cada columna una salida, de modo que el elemento S_{ik} de la matriz es un índice de la sensibilidad de la salida k con respecto a la entrada i . Cada elemento S_{ik} se calcula aplicando la regla de la cadena, con la expresión siguiente:

$$S_{ik} = \frac{\partial y_k}{\partial x_i} = F'(m_k) \sum_{j=1}^L v_{kj} F'(n_j) w_{ji} \quad (5)$$

Por tanto, cuanto mayor sea el valor absoluto de S_{ik} mayor es el efecto de la variable

x_i sobre y_k . La sensibilidad ha de ser evaluada para todos los patrones de datos. Considerando la sensibilidad entre i y k para el patrón x_p como $S_{ik}(p)$, se puede definir la sensibilidad a partir de la media muestral, $E(S_{ik}(p))$, estimada mediante la ecuación (6):

$$E(S_{ik}(p)) = \frac{1}{P} \sum_{p=1}^P S_{ik}(p) \quad (6)$$

Número de capas ocultas y de neuronas

El número óptimo de capas ocultas y de neuronas en cada una de ellas es una cuestión pendiente de resolver. Actualmente, la forma más común de determinarlo es aplicando el método de prueba y error (Ahmadi-Nedushan y Chouinard, 2003), aunque existen algunos consejos generales y métodos de optimización de la estructura neuronal.

Meireles et al. (2003) recomiendan incrementar el número de capas ocultas hasta alcanzar los resultados deseados del entrenamiento o bien emplear tres capas (existiría entonces una sola capa oculta) y aumentar el número de neuronas en la oculta hasta que los resultados tengan la precisión deseada. Rafiq et al. (2001) indican que una sola capa oculta con un número adecuado de neuronas es suficiente para modelar la mayoría de los problemas prácticos.

En cuanto a las neuronas ocultas, Hecht-Nielsen (1990) propone, a partir del teorema de Kolmogorov (Hassoun, 1995), que su número debe ser menor o igual a dos veces el número de variables de entrada a la red más uno.

Los métodos de optimización de la estructura de la red neuronal se pueden clasificar en dos grupos: algoritmos neuronales de poda y algoritmos neuronales de crecimiento. Ambos tienen el inconveniente de no ser computacionalmente eficientes y de no poder garantizar que el resultado sea el óptimo (Ren y Zhao, 2002). En la misma referencia se propone un nuevo algoritmo con un enfoque diferente que combina la técnica de búsqueda de la

sección dorada (*golden-section search technique*) (Gutiérrez, 2003) y el criterio de información de Akaike (AIC). Los autores lo aplican a redes neuronales tipo perceptrón multicapa con una capa oculta y una única salida. Este criterio de información ha sido aplicado por otros autores a las redes neuronales. Así, por ejemplo, Kalin et al. (2010) seleccionan con él la red neuronal más adecuada para predecir la calidad del agua en cuencas hidrográficas o Zhao et al. (2008) diseñan la arquitectura de las redes neuronales empleadas en sus investigaciones con él.

La búsqueda de la sección dorada es una técnica para encontrar el *extremum* de una función unimodal, que consiste en reducir sucesivamente el rango de valores, entre los cuales se encuentra la solución. El AIC aplicado a las redes neuronales según Ren et al. (2002) para el conjunto de datos de entrenamiento es un valor calculado a partir de la ecuación (7) si $P/(Q+1) \leq 40$ o la ecuación (8) si $P/(Q+1) > 40$:

$$AIC = P \log(\hat{\sigma}^2) + 2(Q+1) \quad (7)$$

$$AIC_c = P \log(\hat{\sigma}^2) + 2(Q+1) \frac{P}{P-Q-2} \quad (8)$$

siendo P el número de patrones de entrenamiento; $\hat{\sigma} = \sum \sigma^2 / P$, el error cuadrático medio entre las salidas objetivo y las calculadas por la red y Q , el número de pesos y sesgos de la red, esto es, de parámetros. El valor del AIC permite seleccionar la red óptima entre diferentes arquitecturas, considerando que a menor valor mejor será la red.

Dado un problema, el número de datos de entrenamiento P y el de entradas y salidas de la red neuronal es fijo. Entonces el primer sumando de la expresión del AIC dada por la ecuación (7) o la ecuación (8) depende únicamente del error cuadrático medio del modelo y el segundo término del número de parámetros, con el objetivo de penalizar el sobreajuste.

Algoritmo de Ren de optimización de la arquitectura neuronal

La aplicación del método de la sección dorada para minimizar el valor del AIC de varias redes candidatas requiere que la función que rige su valor sea unimodal, lo cual es comprobable al finalizar el proceso. Para un conjunto dado de P datos de entrenamiento, el número mínimo de neuronas ocultas es uno y el máximo ha de ser inferior a P .

Considerando una red neuronal con una capa oculta, N entradas, L neuronas ocultas y M salidas, el algoritmo de optimización de su arquitectura consta de los siguientes pasos (Ren y Zhao, 2002):

1. Fijar el número mínimo de neuronas ocultas $N_0 = 1$ y el máximo número posible $N_1 = (P - M) / (N + M + 1)$.
2. Calcular los puntos de la sección dorada $N_2 = N_0 + \varphi(N_1 - N_0)$ y $N_3 = N_1 - \varphi(N_1 - N_0)$, siendo $\varphi = (\sqrt{5} - 1) / 2$ el radio de la sección dorada. N_2 y N_3 se redondean al entero más próximo.
3. Construir dos redes neuronales. Ambas tendrán N neuronas de entrada y M neuronas de salida, pero la primera N_2 neuronas ocultas y la segunda N_3 .
4. Entrenar cada arquitectura de red del punto anterior varias veces con diferentes pesos y sesgos iniciales y obtener de entre todas las redes resultantes aquella con el mínimo error cuadrático medio al predecir los datos de entrenamiento.
5. Calcular el valor del AIC o AIC_c , según corresponda, de ambas redes, obteniéndose $AIC(N_2)$ y $AIC(N_3)$. A continuación:
 - a) Si $N_0 = N_1$, se detiene el algoritmo.
 - b) Si $AIC(N_2) \leq AIC(N_3)$, se toma $N_0 = N_2$, $N_1 = N_3$ y el algoritmo continúa en el paso 2.

- c) Si $AIC(N_2) > AIC(N_3)$, entonces $N_0 = N_3$, $N_1 = N_2$, y el algoritmo continúa en el paso 2.

Metodología

Caso piloto

La presa de La Baells fue elegida como caso piloto. Se trata de una presa bóveda de arcos de tres centros y doble curvatura, con una altura sobre cimientos de 102 metros, construida entre los años 1974 y 1975. Está situada en el río Llobregat, en el Término Municipal de Cercs i Vilada (Bergueda) de Barcelona (España).

La cerrada de la presa está situada en terrenos terciarios del Oligoceno y constituida por alternancias de conglomerados y areniscas de grano medio, con algunas intercalaciones en capas delgadas de arenisca arcillosa y argilita, predominando el conglomerado sobre la arenisca. Ambas alternancias suponen aproximadamente el 85% de la formación, constituyendo el resto alternancias cementadas. Los bancos son planos, con disposición prácticamente vertical y perpendicular al cauce, con una ligera tendencia hacia el sur, siendo su dirección aproximada E-W. Esta disposición de los bancos garantiza la impermeabilidad y es favorable al apoyo de la presa.

Los conglomerados están formados por cantos de caliza, granito y cuarcita, que tienen forma redondeada, con tamaños predominantes cercanos a los 10 cm y matriz de arenisca calcárea. Son muy duros y cementados, aunque en alguna zona localizada están alterados. Las areniscas de grano grueso poseen un cemento calcáreo bastante basto, presentándose generalmente en forma de lentejones. El conjunto de argilitas y areniscas de grano fino, según su mayor o menor contenido de arenas, está constituido por rocas duras y compactas de origen arcillo-arenoso, que son bastante resistentes a la erosión.

En la presa se realiza un control de las filtraciones internas con aforadores, midiendo el caudal filtrado a través del hormigón y del

cimiento. El aforador seleccionado para ser modelado mide el caudal de agua recogida en una de las galerías laterales excavadas en el cimiento.

Variables de las que depende el caudal filtrado

La filtración a través de un macizo rocoso está influida por el gradiente hidráulico, por la conductividad hidráulica del medio a través del que discurre el fluido y por el estado tensional del macizo rocoso. A su vez, el estado tensional dependerá de los esfuerzos transmitidos por la presa debido a la carga hidráulica generada por el embalse y del campo de temperaturas del hormigón de la presa y de la roca del macizo.

Debido a los fenómenos de fluencia y relajación del hormigón, y en menor medida de la roca, el caudal filtrado también resulta influenciado por la historia de cargas pasadas. Consecuentemente, existe una inercia térmica y tensio-deformacional que ralentiza los cambios.

El gradiente hidráulico depende de la cota de la lámina de agua en el embalse. El campo de temperaturas depende de la temperatura del macizo rocoso y del agua, y ambas a su vez dependerán de la temperatura ambiental. Así, la caracterización del campo de temperaturas se puede llevar a cabo con la variable *temperatura diaria ambiental*, T . El dato de la temperatura disponible es el medido en el emplazamiento de la presa y que aproximadamente puede considerarse representativo de la temperatura a lo largo de ese día. El campo de tensiones depende de la carga hidráulica y del campo de temperaturas. En consecuencia, se podrá caracterizar con las variables *nivel de agua en el embalse* H y *temperatura diaria ambiental* T .

La información acerca de los estados pasados del campo de temperaturas y de tensiones se suministra a la red neuronal, cuantificando la velocidad a la que cambia la *temperatura diaria ambiental* y el *nivel de agua en el embalse* en períodos pasados. La velocidad de cambio de la variable A en el periodo (n,m) , $A_{n,m}$, se calcula con la ecuación (9), que en términos

matemáticos se corresponde con la expresión de la tasa de cambio de la función $A(t)$:

$$A_{n,m} = \frac{A_n - A_m}{n - m} \quad (9)$$

siendo A_n el valor que tomó A , n días antes (ver figura 1). Los períodos escogidos corresponden a $(0,10)$, $(10,20)$ y $(20,30)$ días.

Datos disponibles

Extrayendo los datos de las lecturas de la instrumentación instalada en la presa de La Baells, se dispone de 1 021 días en los que se midió el caudal en el aforador objeto de la investigación, comprendidos entre el 15/02/1980 y 24/10/2008. La temperatura media ambiental se registró en 8 964 días, entre el 1/10/1979 y 29/10/2008, y el nivel de agua en el embalse en 9 271 ocasiones, entre el 3/08/1979 y 29/10/2008. La elevada frecuencia de lectura de la temperatura y el nivel permite estimar las lecturas ausentes mediante interpolación lineal.

En la figura 2 se han representado, en orden descendente, los datos originales e interpolados del nivel de agua y la temperatura ambiental y las lecturas de los caudales del aforador. La matriz de coeficientes de correlación indica un grado de correlación aceptablemente bajo

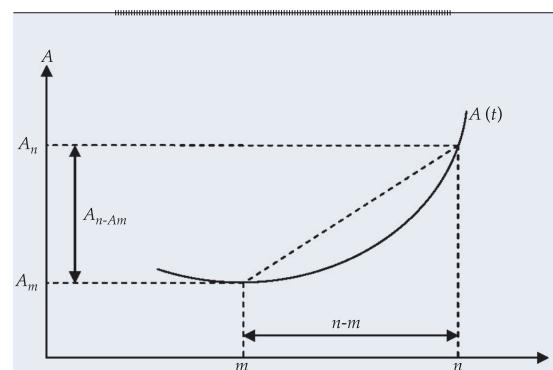


Figura 1. Esquema de la velocidad de cambio de la variable A .

entre los datos, mostrándose los resultados en el cuadro 1. Los datos empleados en el entrenamiento de las redes se normalizan mediante una transformación lineal tal que sus máximos y mínimos pasaron a ser 1 y -1, respectivamente.

Diseño de la red neuronal

La metodología para definir la arquitectura neuronal se compone de los pasos representados gráficamente en el diagrama de flujo de la figura 3. En el primero se calculan los valores

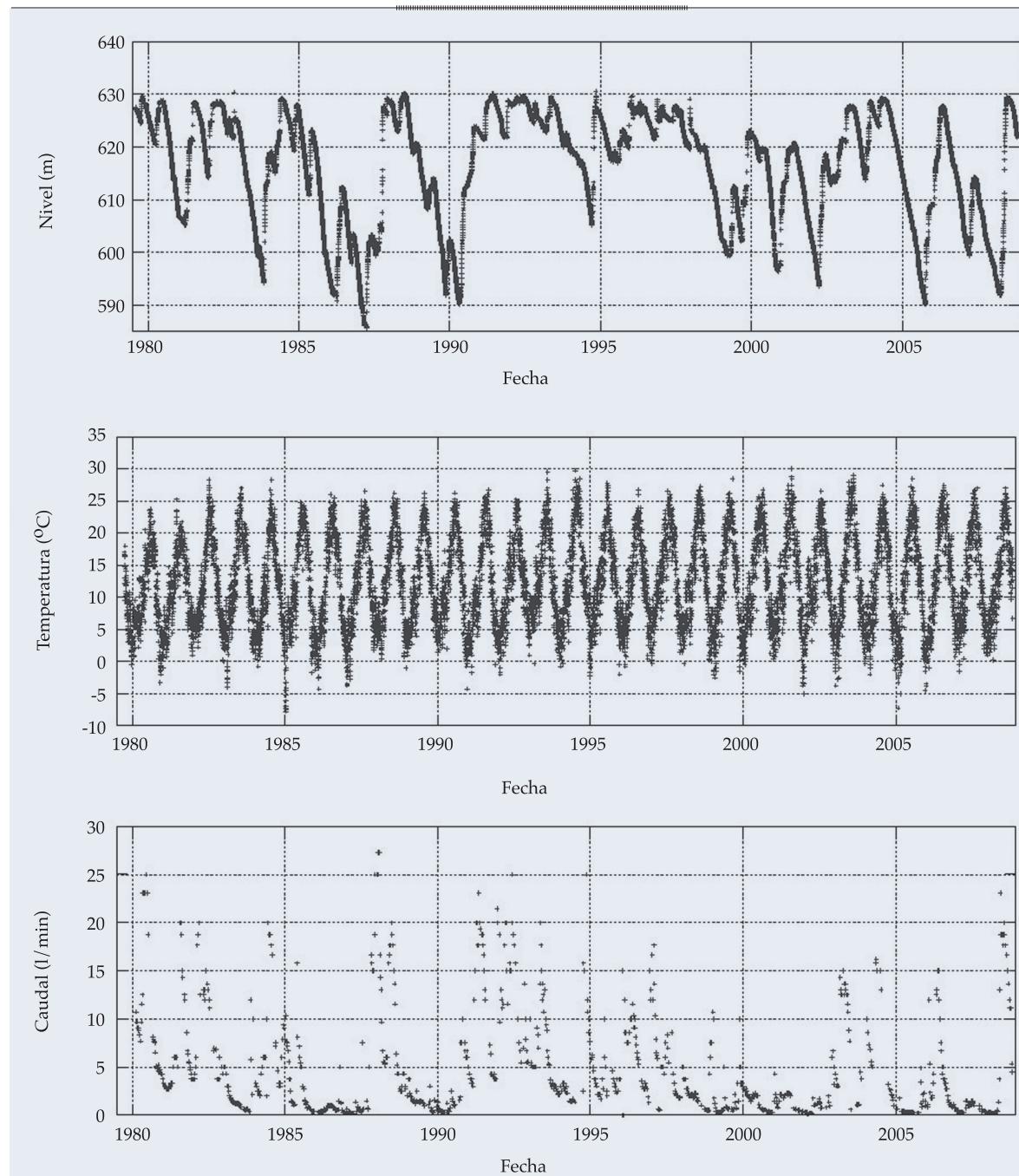


Figura 2. Datos disponibles e interpolados en la presa piloto.

Cuadro 1. Coeficientes de correlación lineal de los datos.

	H	$H_{0,10}$	$H_{10,20}$	$H_{20,30}$	T	$T_{0,10}$	$T_{10,20}$	$T_{20,30}$
H	1.00							
$H_{0,10}$	0.08	1.00						
$H_{10,20}$	0.14	0.56	1.00					
$H_{20,30}$	0.17	0.27	0.47	1.00				
T	0.06	-0.02	-0.02	0.01	1.00			
$T_{0,10}$	-0.03	0.03	0.05	0.01	0.37	1.00		
$T_{10,20}$	0.04	0.02	0.03	0.03	0.06	-0.37	1.00	
$T_{20,30}$	0.05	-0.03	-0.01	0.05	0.20	0.17	-0.37	1.00

de las variables de entrada a la red neuronal, que son la *temperatura diaria ambiental*, el *nivel de agua en el embalse* y la velocidad de cambio de ambas variables en los periodos (0,10), (10,20) y (20,30) días. Posteriormente se seleccionan aquellas fechas en las que se dispone de registros del caudal filtrado. En total se dispone de 1 021 registros completos de valores de las variables de entrada y salida a la red neuronal.

Seguidamente, los 1 021 registros se dividen en cuatro subconjuntos denominados D1, D2, D3 y D4. El primero de ellos (D1) se usa para entrenar las redes neuronales; el segundo (D2), junto con el primero, para seleccionar redes neuronales y variables de entrada, según se explica en los sucesivos párrafos; el tercero (D3), para escoger de entre cada una de las redes obtenidas en cada iteración aquella que modelará el fenómeno objeto de estudio, y el cuarto (D4), para evaluar la capacidad predictiva de la red escogida anteriormente.

Los 1 021 registros se dividen aleatoriamente en los cuatro subconjuntos antes explicados. El primero de ellos, D1, contiene 608 registros (el 59.7% de los totales); el segundo, 207 registros (20.3%); el tercero, 103 registros (10.1%); y el cuarto, 103 registros también. Se comprueba que las cuatro muestras anteriores provienen de la misma población por medio de un test de homogeneidad.

Posteriormente se determina el número de neuronas ocultas para unas variables de

entrada dadas con el algoritmo de Ren. Cada arquitectura de red se entrena 200 veces con el algoritmo de Levenberg-Marquardt, con pesos y sesgos iniciales diferentes, usando el subconjunto de datos D1 normalizado. De esas 200 redes con la misma arquitectura, se selecciona aquella con menor valor del AIC determinado con los subconjuntos D1 y D2, y que cumpla además que la relación entre las raíces cuadráticas medias del error, al predecir ambos subconjuntos, esté comprendida entre 0.8 y 1.2. Esta última condición busca garantizar la capacidad de generalización de la red y evitar posibles sobre-entrenamientos.

El siguiente paso es el análisis de importancia de cada una de las variables de entrada a la red resultante del algoritmo de Ren. Para ello, mediante los valores de la esperanza matemática de la sensibilidad, $E(S_{ik}(p))$, estimados con la ecuación (6), se define la matriz de importancia I . El elemento I_{ik} cuantifica el efecto relativo de la variable de entrada i sobre la de salida k , en relación con el resto de variables de entrada. Los elementos de la matriz se calculan mediante la expresión:

$$I_{ik} = \frac{E(S_{ik}(p))}{\sum_{i=1}^N E(S_{ik}(p))} \cdot 100 \quad (10)$$

Una vez calculada la matriz de importancia con los subconjuntos de datos D1 y D2 de

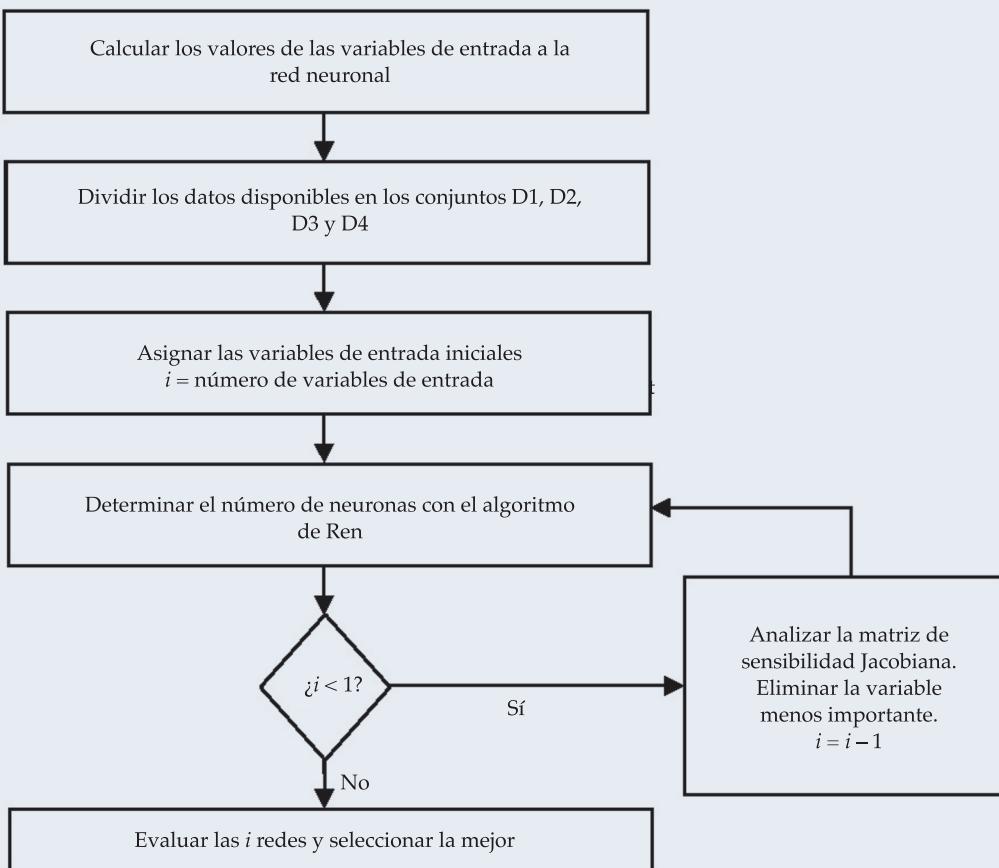


Figura 3. Diagrama de flujo de la metodología.

forma independiente, se elimina la variable menos importante y se repite el proceso descrito en los dos párrafos anteriores con las nuevas variables de entrada. Denominaremos iteración al proceso de determinación de la mejor arquitectura de red, según el algoritmo de Ren para unas variables de entrada fijas y de evaluación de la importancia de dichas variables.

El proceso termina cuando sólo hay una variable de entrada a la red, teniéndose al final de él i redes neuronales, siendo i el número de variables de entrada iniciales.

De esas redes se escoge aquella con menor valor del AIC, calculado con el subconjunto D3, y se determina su capacidad de predicción con el subconjunto D4, en términos del valor de la raíz cuadrática media del error.

Resultados y discusión

Primera iteración

Las variables de entrada a la red neuronal en la primera iteración fueron la *temperatura diaria ambiental*, el *nivel de agua en el embalse* y la velocidad de cambio de ambas variables en los períodos (0,10), (10,20) y (20,30) días.

Fijadas las variables de entrada, se determina el número de neuronas ocultas con el algoritmo de Ren. Inicialmente, el número mínimo de neuronas ocultas, N_0 , es 1 y el máximo posible N_1 , 61. Se calculan los puntos de la sección dorada, que en este primer paso son $N_2 = 24$ y $N_3 = 38$. A continuación se entran 200 redes neuronales con 24 neuronas ocultas y otras 200 con 38, cada una de ellas

con diferentes pesos y sesgos. Finalizado el entrenamiento se escoge de cada arquitectura aquella red con menor raíz cuadrática media del error (RMSE), al predecir los subconjuntos D1 y D2, y que cumpla además que la relación entre las raíces cuadráticas medias del error al predecir ambos subconjuntos esté comprendida entre 0.8 y 1.2. Una vez seleccionadas se calcula el valor del AIC de ambas redes, en este caso $AIC_c(N_2) = 1\,860$ y $AIC_c(N_3) = 3\,155$. Como $AIC_c(N_2) < AIC_c(N_3)$, se toma $N_0 = 1$ y $N_1 = 38$. Se calculan los nuevos puntos de la sección dorada, repitiéndose el proceso explicado. Los resultados de los pasos hasta alcanzar el número de neuronas óptimo se tabulan en el cuadro 2. Obsérvese en la sexta columna de dicha tabla que la forma de la función que rige los valores del AIC es unimodal, con un valor mínimo de 1 113.

La arquitectura óptima tiene cinco neuronas ocultas, con valores de la raíz cuadrática media del error al predecir el subconjunto D1 y D2 de 2.41, 2.65, 1.96 y 1.84 l/min, respectivamente. La variable con menor valor de la importancia es la velocidad de variación de la temperatura en el intervalo (0,10), $T_{0,10}$, y por consiguiente es eliminada y no se tendrá en cuenta en las sucesivas iteraciones. Obsérvese que los valores de la importancia son idénticos para ambos subconjuntos, hecho que se repite en el resto de las iteraciones.

Proceso iterativo y modelo final

El proceso se repite sucesivamente hasta que sólo hay una entrada a la red. Las raíces

cuadráticas medias del error al predecir los diversos subconjuntos de datos y sus respectivos valores del AIC, al igual que el número de neuronas ocultas de las redes resultantes de cada iteración, se tabulan en el cuadro 3. El proceso continúa hasta que sólo queda una variable de entrada. El orden de eliminación de las variables es el siguiente: $T_{0,10}$, $T_{20,30}$, $T_{10,20}$, T , $H_{10,20}$, $H_{20,30}$, $H_{0,10}$ y H . Posteriormente se elige aquella red con el número de entradas y de neuronas ocultas que haya proporcionado el menor valor del AIC al predecir el subconjunto D3. En el caso en estudio, la red seleccionada es la de la iteración 5, cuyas variables de entrada son el nivel de agua en el embalse y sus tres velocidades de períodos (0,10), (10,20) y (20,30) días. La arquitectura de la red está compuesta por tres neuronas ocultas, con un valor de las raíces cuadráticas medias del error al predecir los subconjuntos de datos D1, D2, D3 y D4 de 2.41, 2.65, 1.96 y 1.84 l/min, respectivamente. La figura 4 muestra la predicción realizada por la red frente a la lectura del aforador.

Comportamiento de las redes neuronales

Se han determinado las variables más adecuadas para modelar el caudal aforado, a partir de un conjunto de partida. Destaca que entre ellas no se encuentra la temperatura. El aforador en cuestión recoge el agua filtrada entre las cotas 590 y 550 metros, la denominada zona de estudio. La cota más baja del pie de presa se sitúa a la 535, y la coronación a la 632. La parte superior de la zona de estudio de la filtración está 42 metros por debajo de la superficie del

Cuadro 2. Parámetros de la primera iteración.

Paso	N_{0i}	N_{1i}	N_2	N_3	$AIC(N_2)$	$AIC(N_3)$	N_{0f}	N_{1f}
1	1	61	24	38	1 861	3 155	1	38
2	1	38	15	24	1 432	1 861	1	24
3	1	24	10	15	1 315	1 433	1	15
4	1	15	6	10	1 175	1 315	1	10
5	1	10	4	7	1 118	1 204	1	7
6	1	7	3	5	1 120	1 113	3	7
7	3	7	5	5	1 113	1 113	4	5
8	4	5	4	5	1 118	1 113	4	5

Cuadro 3. Evolución de la arquitectura a lo largo de las iteraciones.

Iteración	1	2	3	4	5	6	7	8
$RMSE_{D1}$ (l/min)	2.27	2.34	2.38	2.41	2.41	2.27	2.39	2.52
$RMSE_{D2}$ (l/min)	2.58	2.80	2.79	2.79	2.65	2.83	2.75	2.75
$RMSE_{D3}$ (l/min)	2.29	2.58	1.73	1.93	1.96	2.25	2.43	2.21
$RMSE_{D4}$ (l/min)	1.90	2.20	1.81	1.86	1.84	2.95	1.67	2.14
AIC_{D1}	1 113	1 097	1 125	1 135	1 109	1 085	1 123	1 152
AIC_{D2}	533	495	507	496	449	537	490	449
AIC_{D3}	385	277	217	221	189	311	269	196
AIC_{D4}	346	244	225	213	176	367	195	190
Neuronas ocultas	5	3	4	4	3	8	7	4

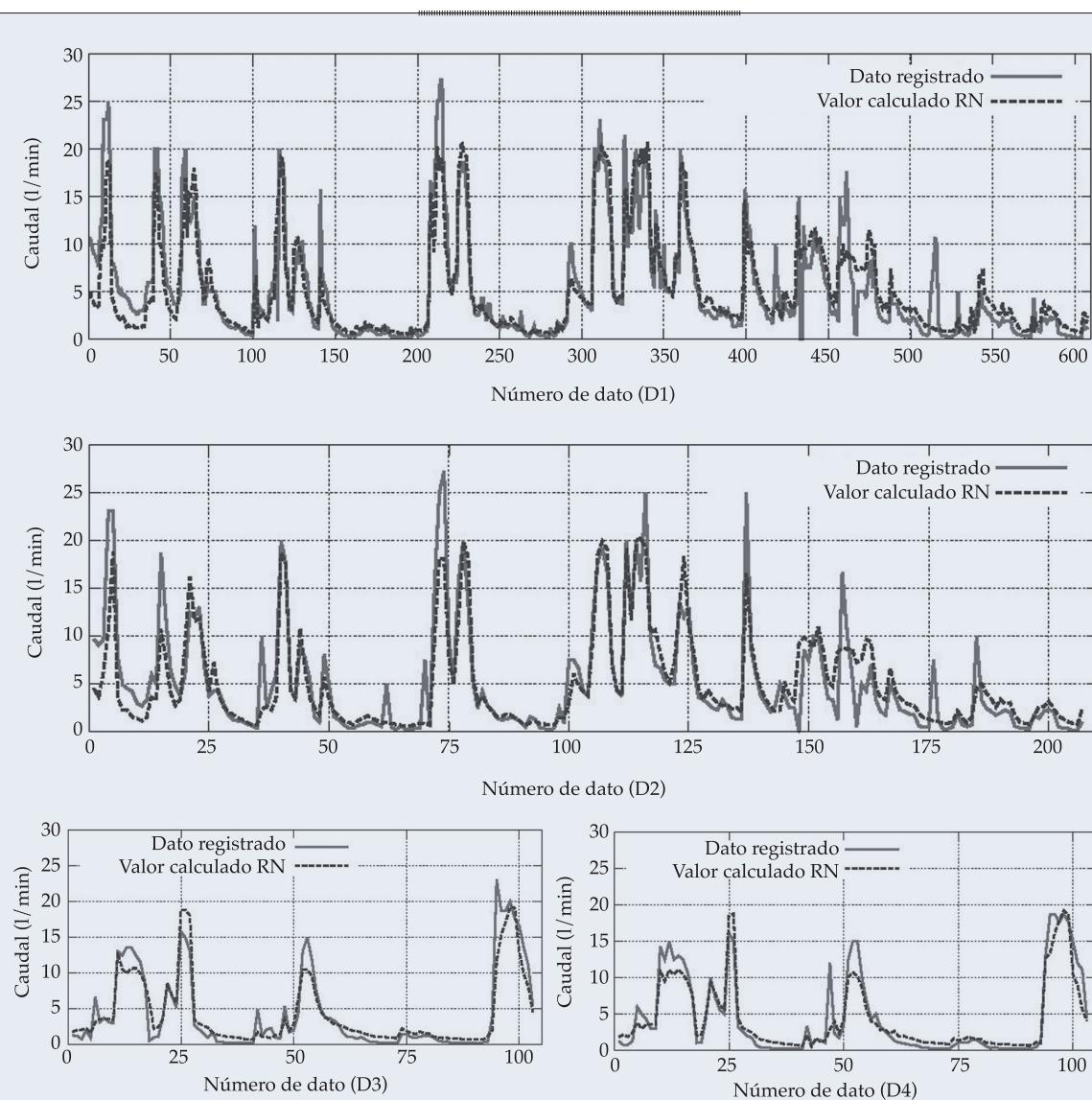


Figura 4. Predicción de la red neuronal del caudal filtrado frente a los datos medidos en la presa para todos los conjuntos de datos.

terreno. La parte más sensible a las variaciones térmicas coincide con los primeros metros superiores del estrato rocoso (Guidicini y De Andrade, 1988). Por ello, al encontrarse tan profunda la zona de estudio, parece lógico que las variaciones térmicas ambientales no tengan una influencia apreciable en la filtración. Por otra parte, en una presa tipo bóveda, la carga se transmite al terreno principalmente por efecto arco en la parte superior de la cerrada y esto afecta la permeabilidad de dicha zona, pero difícilmente esta afección será apreciable en el área de cimiento, cuya filtración recoge el aforador analizado.

Otro aspecto a analizar son los valores de las raíces cuadráticas medias del error, al predecir los cuatro subconjuntos de datos. Los valores de los errores en los cuatro subconjuntos son muy parecidos entre sí en cada una de las ocho iteraciones, lo cual es un indicio de ausencia de sobre-entrenamiento y capacidad de generalización de las diferentes redes. Además, en casi todos los casos, los valores del error de los subconjuntos D3 y D4 son menores que los alcanzados con los subconjuntos D1 y D2, lo que es otro indicio de capacidad de generalización. Recuérdese que el subconjunto D3 sólo se emplea al escoger una red entre las determinadas en cada iteración, no interviniendo en los cálculos ejecutados en las iteraciones.

La comparación entre redes de diferentes iteraciones, esto es, con diferentes arquitecturas, se realiza con el *AIC*, cuyo valor depende tanto de la raíz cuadrática media del error como de la estructura de la red. El criterio de información también depende del número de datos de cada conjunto; por ello, para una misma estructura de red existe una diferencia apreciable entre los valores del criterio calculados con los cuatro conjuntos de datos. Se observa en el cuadro 3 que en la quinta iteración se alcanza su valor mínimo para el subconjunto de datos D3, ocurriendo lo mismo para los subconjuntos D4 y D2. No pasa lo mismo para el subconjunto D1, aunque se ha de indicar que la diferencia entre el valor del criterio en la iteración quinta

y en la sexta (donde se encuentra el mínimo) es tan sólo de un 2.2%.

Conclusiones

La predicción de los caudales filtrados a través del cimiento registrados en un aforador de una presa bóveda elegida como caso piloto se ha realizado con un modelo de redes neuronales. El caudal de agua discurre a través de un medio, el macizo rocoso, que generalmente es muy difícil de caracterizar debido al gran número de diaclasas presentes y por el carácter heterogéneo de la masa rocosa. Además, el propio fenómeno de la filtración se rige por unas leyes físicas complejas. Frente a esta situación, las redes neuronales han sido capaces de generar un modelo de predicción de caudales filtrados que cumple con las expectativas de simplicidad y capacidad de generalización y predicción. Los resultados obtenidos abren la posibilidad de incorporar estos modelos al conjunto de herramientas disponibles para llevar a cabo las tareas de supervisión del comportamiento estructural.

Además, la determinación de las variables relevantes abre la posibilidad de interpretar el fenómeno modelado. Así, por ejemplo, el fenómeno de inercia en la respuesta de la presa se puede analizar a través de las velocidades de variación de los niveles. El modelo resultante también permite estudiar la influencia de cada una de las variables exteriores sobre el caudal de agua filtrado. De este modo, si frente a una combinación de acciones exteriores en un rango habitual se produce una desviación considerable del caudal filtrado debido a una supuesta avería, ésta podría ser identificada más rápidamente. En conclusión, las características de los modelos de comportamientos de presas basados en redes neuronales artificiales las convierten en una herramienta útil para su empleo en las labores habituales de auscultación de presas. La metodología presentada se ha aplicado al caudal filtrado en un aforador, pero es fácilmente extensible a otras variables respuesta de la estructura.

Agradecimientos

Agradecemos la financiación del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino del Gobierno de España a través del proyecto de investigación "Estudio de la Seguridad de Presas e Identificación de Escenarios de Riesgo mediante Sistemas Inteligentes" (SEPRISIS) con código 048/RN08/04.5.

Los autores también quieren expresar su agradecimiento a la empresa Ofiteco y a la Agencia Catalana del Agua por los datos proporcionados de la presa de La Baells.

Recibido: 25/04/13
Aceptado: 09/09/13

Referencias

- AHMADI-NEDUSHAN, B. and CHOUINARD, L.E. Use of artificial neural networks for real time analysis of dam monitoring data. *Proceedings of the Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering*, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada, June, 2003.
- ARTIS-ORTUÑO, M., SURIÑACH-CARALT, J. y LÓPEZ-BAZO, E. *Análisis económico regional. Nociones de la cointegración*. Barcelona: Antoni Bosch, 2009, pp. 192.
- ASCE. *Guidelines for instrumentation and measurements for monitoring dam performance*. Reston, Virginia: American Society of Civil Engineers, 2000, 712 pp.
- BEALE, M. and HAGAN, M. *Neural network toolbox 7. User's Guide*. Natick, MA, USA: The MathWorks, 2012, 422 pp.
- CAMPOS, P.L., GADEA, J., SORIANO, J., MARTÍN, A. y CALDERÓN, V. Reactividad álcali-sílice y álcali-silicato en pizarras. *Estudios Geológicos*. Vol. 66, núm. 1, enero-julio, 2010, pp. 91-98.
- COMI, C., FEDELE, R., and PEREGO, U. A chemo-thermo-damage model for the analysis of concrete dams affected by alkali-silica reaction. *Mechanics of Materials*. Vol. 41, No. 3, March, 2009, pp. 210-230.
- FLOOD, I. Neural networks in civil engineering: a review. In *Civil and structural Engineering Computing*. Topping, B.H.V. (editor). Stirlingshire, UK: Saxe-Coburg Publications, 2001, pp. 185-209.
- GALÁN-MARTÍN, D., MARTÍNEZ-MARÍN, R., MARCHAMALO-SACRISTÁN, M., and SÁNCHEZ-SOBRINO, J.A. Control of Movement for Concrete-Reinforced Dams using DGPS and Comparison with Auscultation Methods. Application at the La Aceña (Spain) dam. *Water Technology and Sciences*. Vol. II, No. 3, July-September, 2011, pp. 159-176.
- GARSON, G.D. Interpreting neural-network connection weights. *AI Expert*. Vol. 6, No. 4, April, 1991, pp. 46-51.
- GEDEON, T.D. Data Mining of Inputs: Analyzing Magnitude and Functional Measures. *International Journal of Neural Systems*. Vol. 8, No. 2, April, 1997, pp. 209-218.
- GUIDICINI, G. and DE ANDRADE, R.M. Seasonal Oscillation of Uplift Pressures in Hydraulic Structure Foundations Due to Environmental Thermal Variations. In *Rocks Mechanics and Power Plants*. Romana, M. (editor), Rotterdam: Balkema, 1988, pp. 467-472.
- GUTIÉRREZ, A.J. *Diseño de procesos en ingeniería química*. Barcelona, España: Reverté, 2003, 272 pp.
- HASSOUN, M. *Fundamentals of artificial Neural Networks*. Cambridge: The MIT Press, 1995, 511 pp.
- HAYKIN, S. *Neural Network: a comprehensive Foundation*. 2nd ed. Upper Saddle River, USA: Prentice Hall PTR, 1998, 842 pp.
- HECHT-NIELSEN, R. *Neurocomputing*. New York: Addison-Wesley Publishing Company, 1990, 433 pp.
- ICOLD. *Methods of Analysis for the Prediction and the Verification of Dam Behaviour*. Swiss Committee on Dams, Baden, Suiza, 2003.
- JAMAL, S.H., HUSSAIN, M.A., AROUA, M.K., and YAAKOP, D. Artificial Neural Network Models Applied to Chemical Engineering: a Review. *Trends in Chemical Engineering*. Vol. 10, 2006, pp. 1-15.
- JOGHATAIE, A. and DIZAJI, M.S. Nonlinear Analysis of Concrete Gravity Dams by Neural Networks. *Proceeding of the World Congress on Engineering*. Vol. 2, July, 2009.
- KALIN, L., ISIK, S., SCHOONOVER, J.E., and LOCKABY, B.G. Predicting Water Quality in Unmonitored Watersheds Using Artificial Neural Networks. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 39, No. 4, 2010, pp. 1429-1440.
- KALINLI, A., ACAR, M.C., and GÜNDÜZ, Z. New Approaches to Determine the Ultimate Bearing Capacity of Shallow Foundations Based on Artificial Neural Networks and Ant Colony Optimization. *Engineering Geology*. Vol. 117 No. 1-2, January, 2011, pp. 29-38.
- KIM, Y.S. and KIM, B.T. Prediction of Relative Crest Settlement of Concrete-Faced Rockfill Dams Analyzed Using an Artificial Neural Network Model. *Computers and Geotechnics*. Vol. 35, No. 3, May, 2008, pp. 313-322.
- KUNG, G.T.C., HSIAO, E.C.L., SCHUSTER, M., and JUANG, C.H. A Neural Network Approach to Estimating Deflection of Diaphragm Walls Caused by Excavation in Clays. *Computers and Geotechnics*. Vol. 34, No. 5, September, 2007, pp. 385-96.
- LI, F., WANG, Z.Z., and LIU, G. Towards an Error Correction Model for Dam Monitoring Data Analysis Based on Cointegration Theory. *Structural Safety*. Vol. 43, July, 2013, pp. 12-20.
- LI, P., LU, W., LONG, Y., YANG, Z., LI, J. Seepage Analysis in a Fractured Rock Mass: The Upper Reservoir of Pushihe Pumped-Storage Power Station in China. *Engineering Geology*. Vol. 97, No. 1, March, 2008, pp. 53-62.

- MARENGO-MOGOLLÓN, H. Análisis de riesgo de falla en presas, estadísticas y parámetros de referencia. *Hydraulic Engineering in Mexico*. Vol. II, No. 6, May-August, 1996.
- MARTÍN DEL BRÍO, B. y SANZ-MOLINA, A. *Redes neuronales y sistemas borrosos: introducción teórica y práctica*. Zaragoza, España: Ra-ma, 1997, 387 pp.
- MARTÍN, A., GADEA, J., CAMPOS, P.L., CALDERÓN, V., GARCÍA-CALLEJA, M.A., and RODRÍGUEZ, A. Evaluación de la reactividad árido-álcali en diversos áridos silicatados. Alternativas para minimizar esta reacción. *Estudios Geológicos*. Vol. 66, No. 1, 2010, pp. 99-103.
- MATA, J. Interpretation of Concrete Dam Behavior with Artificial Neural Network and Multiple Linear Regression Models. *Engineering Structures*. Vol. 33, No. 3, March, 2011, pp. 903-910.
- MEIRELES, M.R.G., ALMEIDA, P.E.M., and SIMOES, M.G.A. Comprehensive Review for Industrial Applicability of Artificial Neural Networks. *IEEE Transactions on Industrial Electronics*. Vol. 50, No. 3, June, 2003, pp. 585-601.
- MUSTAFA, M., REZAUR, R., RAHARDJO, H., and ISA, M. Prediction of Pore-Water Pressure Using Radial Basis Function Neural Network. *Engineering Geology*. Vol. 135-136, May, 2012, pp. 40-47.
- PADMINI, D., ILAMPARUTHI, K., and SUDHEER, K. Ultimate Bearing Capacity Prediction of Shallow Foundations on Cohesionless Soils Using Neurofuzzy Models. *Computers and Geotechnics*. Vol. 35, No. 1, January, 2008, pp. 33-46.
- PRADHAN, B. and LEE, S. (2010). Landslide Susceptibility Assessment and Factor Effect Analysis: Backpropagation Artificial Neural Networks and Their Comparison with Frequency Ratio and Bivariate Logistic Regression Modelling. *Environmental Modelling & Software*. Vol. 25, No. 6, June, 2010, pp. 747-759.
- RAFIQ, M.Y., BUGMANN, G., and EASTERBROOK, D.J. Neural Network Design for Engineering Applications. *Computers & Structures*. Vol. 79, No. 17, July, 2001, pp. 1541-1552.
- RANKOVIC, V., GRUJOVIC, N., DIVAC, D., MILIVOJEVIC, N., and NOVAKOVIC, A. Modelling dam Behaviour Based on Neuro-Fuzzy Identification. *Engineering Structures*. Vol. 35, February, 2012, pp. 107-113.
- REN, L. and ZHAO, Z. An Optimal Neural Network and Concrete Strength Modeling. *Advances in Engineering Software*. Vol. 33, No. 3, March, 2002, pp. 117-130.
- SINGH, Y., BHATIA, P.K., KAUR, A., and SANGWAN, O. Application of Neural Networks in Software Engineering: A Review. In *Information Systems, Technology and Management*. PRASAD, S.K. et al. (editors). Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2009, pp. 128-137.
- STOJANOVIC, B., MILIVOJEVIC, M., IVANOVIC, M., MILIVOJEVIC, N., AND DIVAC, D. Adaptive system for dam behavior modeling based on linear regression and genetic algorithms. *Advances in Engineering Software*. Vol. 65, Noviembre, 2013, pp. 182-190.
- TAYFUR, G., SWIATEK, D., WITA, A., and SINGH, V.P. Case Study: Finite Element Method and Artificial Neural Network Models for Flow through Jeziorsko Earthfill Dam in Poland. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 131, No. 6, June, 2005, pp. 431-440.
- YANQING, W. Multi-Level Fracture Network Model and FE Solution for Ground Water Flow in Rock Mass. *Journal of Hydraulic Research*. Vol. 43, No. 2, 2005, pp. 202-207.
- YUSUF-ERZIN, S.D., GUMASTE, S.D., GUPTA A.K., and SINGH, D.N. Artificial Neural Network (ANN) Models for Determining Hydraulic Conductivity of Compacted Fine-Grained Soils. *Canadian Geotechnical Journal*. Vol. 46, No. 8, 2009, pp. 955-68.
- ZHAO, Z., ZHANG, Y., and LIAO, H. Design of Ensemble Neural Network Using the Akaike Information Criterion. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*. Vol. 21, No. 8, December, 2008, pp. 1182-1188.

Dirección institucional de los autores

David Santillán
Miguel Ángel Toledo

Departamento de Ingeniería Civil: Hidráulica y Energética
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos
Universidad Politécnica de Madrid
28040, Madrid, ESPAÑA
david.santillan@upm.es

Jesús Fraile-Ardanuy

Departamento de Tecnologías Especiales Aplicadas a la
Telecomunicación
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de
Telecomunicación,
Universidad Politécnica de Madrid
28040, Madrid, ESPAÑA



Haga clic aquí para escribir al autor

PARTICIÓN DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN USANDO ISÓTOPOS ESTABLES EN ESTUDIOS ECOHIDROLÓGICOS

• Tonantzin Tarin • Enrico A. Yépez* • Jaime Garatuza-Payán •
Instituto Tecnológico de Sonora, México

*Autor de correspondencia

• Christopher J. Watts • Julio C. Rodríguez •
Universidad de Sonora, México

• Enrique R. Vivoni • Luis A. Méndez-Barroso •
Arizona State University, USA

Resumen

TARIN, T., YÉPEZ, E.A., GARATUZA-PAYÁN, J., WATTS, C.J., RODRÍGUEZ, J.C., VIVONI, E.R. & MÉNDEZ-BARROSO, L.A. Partición de la evapotranspiración usando isótopos estables en estudios ecohidrológicos. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 97-114.

La ecohidrología como disciplina emergente pretende generar conocimiento para entender procesos fundamentales de los ecosistemas en función de la dinámica del ciclo hidrológico. Durante la temporada de lluvias, que coincide con las altas temperaturas en las zonas semiáridas, se desencadenan diversos procesos ecológicos relacionados con el intercambio de agua entre la superficie terrestre y la atmósfera, vía evapotranspiración (ET). A pesar de que existen diferentes metodologías para estimar ET, conocer la proporción de sus componentes, evaporación del suelo (Es) y transpiración de la vegetación (T), en escalas congruentes es todavía complicado. El presente trabajo tiene como objetivo conocer la proporción de T/ET durante un día de la temporada de lluvias en un ecosistema semiárido del noroeste de México, usando isótopos estables como trazadores de los diferentes componentes de la ET. Durante el 24 de julio de 2007 se obtuvo que la proporción T/ET fue de $59 \pm 6\%$, pero mostró una variación importante entre la mañana y la tarde, ya que la T/ET fue de $86 \pm 21\%$ por la mañana y decayó a $46 \pm 9\%$ en la tarde. Estos resultados apuntan a que durante la mañana la vegetación se mantiene más activa, contribuyendo más a la ET vía T, en contraste con lo que se observa en la tarde. Con el uso de isótopos estables es posible separar la ET en sus componentes en nivel de ecosistema, lo cual permite el avance del conocimiento ecohidrológico.

Palabras clave: gráficos de Keeling, evaporación, transpiración, correlación turbulenta, Sonora.

Abstract

TARIN, T., YÉPEZ, E.A., GARATUZA-PAYÁN, J., WATTS, C.J., RODRÍGUEZ, J.C., VIVONI, E.R. & MÉNDEZ-BARROSO, L.A. *Evapotranspiration Partitioning with Stable Isotopes for Ecohydrological Studies*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 97-114.

The purpose of the emergent discipline of ecohydrology is to generate knowledge to understand processes that are fundamental to ecosystems in terms of the dynamics of the hydrological cycle. During the rainy season, which coincides with high temperatures in semi-arid zones, a variety of ecological processes are triggered involving land surface-atmosphere water exchange through evapotranspiration (ET). Although different methodologies exist to calculate ET, it is complicated to identify the proportion of its components, evaporation in soil (Es) and transpiration of the vegetation (T) at congruent scales. The objective of the present work is to identify the ratio T/ET for one day during the rainy season in a semiarid ecosystem in northwestern Mexico using stable isotopes as tracers of different components of ET. The value of the T/ET ratio was $59 \pm 6\%$ on July 24, 2007, but a significant variation was shown between the morning and the afternoon, decreasing from $86 \pm 21\%$ in the morning to $46 \pm 9\%$ in the afternoon. These results indicate that the vegetation is more active in the morning, contributing more to ET than in the afternoon. By using stable isotopes, ET can be separated into its components at the ecosystem level, thereby contributing to knowledge about the ecohydrology.

Keywords: Keeling graphs, evaporation, transpiration, turbulent correlation, Sonora.

Introducción

La evapotranspiración (*ET*) es un proceso central en el sistema climático y es el único por el cual el agua es regresada de la superficie terrestre hacia la atmósfera en forma de vapor de agua (Jung *et al.*, 2010). La importancia de la *ET* es tal, que dos tercios de la precipitación anual es devuelta a la atmósfera por este proceso (Wang y Dickinson, 2012). En zonas áridas y semiáridas, el 90%, o incluso el 100% de la precipitación se evapotranspira (Wilcox *et al.*, 2003). No obstante, se tiene escaso conocimiento sobre los factores que influyen en las tasas de *ET* y la variabilidad de sus componentes, la evaporación del suelo (*Es*) y la transpiración (*T*) en nivel ecosistema (Newman *et al.*, 2006). Desde un enfoque ecohidrológico es importante entender el movimiento de agua por estas rutas y sus implicaciones en el ciclo hidrológico, así como su influencia en los procesos ecosistémicos (Huxman *et al.*, 2005). Existen diferentes metodologías y enfoques para separar la *ET* en sus componentes. Por ejemplo, las técnicas de porometría y cámaras estáticas acopladas a analizadores de gases en infrarrojo permiten medir la *T* a nivel de hoja de forma simple y precisa (Wang y Yakir, 2000; Yepez *et al.*, 2005). Técnicas automatizadas basadas en balances térmicos usando sensores de flujo de savia son utilizadas para medir la transpiración en nivel de individuos (árboles o arbustos; Plaut *et al.*, 2012, Reyes-García *et al.*, 2012). Sin embargo, escalar estas dos técnicas al ecosistema es complicado debido a la heterogeneidad en el funcionamiento y espaciamiento de la vegetación (Williams *et al.*, 2004). Por otro lado, la *Es* puede ser estimada con cámaras de flujo posicionadas en la superficie del suelo (Raz-Yaseef *et al.*, 2010) y lisímetros (Wenninger *et al.*, 2010), pero se carece de una buena representación espacial en superficies tan heterogéneas como los suelos. Existen modelos que pueden estimar los componentes de la *ET*, pero éstos requieren otras estimaciones, como la meteorología local, las propiedades del suelo, la función del xilema

(Plaut *et al.*, 2012), la dinámica de la vegetación (Reynolds *et al.*, 2000; Vivoni, 2012b; Méndez-Barroso *et al.*, 2014) y la distribución de las raíces (Manzoni *et al.*, 2013), lo que aumenta en gran medida el nivel de complejidad. En general, estas metodologías enfrentan el problema de representación temporal y espacial de los componentes individuales de *ET*, lo cual complica su interpretación a una escala congruente para estudios ecosistémicos, lo que demanda una combinación de técnicas para alcanzar esta meta (Wilson *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2004).

Por otro lado, la técnica de covarianza de vórtices (o *Eddy covariance, EC*, en inglés) es una herramienta importante para estudiar el intercambio de gases sobre la cobertura vegetal. El método mide directamente el intercambio neto de CO_2 y el vapor de agua (*ET*) entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Balocchi, 2003). Estas mediciones tienen una amplia resolución temporal continua y directa de la *ET* sobre el dosel del ecosistema, pero no distingue las contribuciones de sus componentes (Balocchi *et al.*, 2001). La utilización de isótopos estables, en combinación con otras técnicas, ha permitido la separación de la *ET* en sus componentes (cuadro 1). En particular, existe un número creciente de estudios en los últimos de años que utilizan los isótopos estables combinados con herramientas hidrometeorológicas, como la técnica de la técnica de *EC* y la física del suelo, para estimar el cociente de la transpiración sobre la evapotranspiración en estudios de ecosistemas (Reynolds *et al.*, 2000, Huxman *et al.*, 2005; Yepez y Williams, 2009) (cuadro 1). De tal modo que si se incorporan los isótopos estables como trazadores del ciclo hidrológico en los diferentes componentes que participan en la *ET*, aunado a las mediciones de *EC*, se obtiene una alternativa útil para separar el flujo de *ET* (*T/ET*) a una escala congruente para estudios ecosistémicos (Wang y Yakir, 2000; Yepez *et al.*, 2003). Con el análisis de muestras de agua de vapor atmosférico, suelo y plantas en un ecosistema, y analizando su composición

Cuadro 1. Investigaciones que contribuyen al conocimiento de la partición de la evapotranspiración.

Autores	Localización	Campo de estudio	T/ET %	Tipo de partición de ET
Moreira et al., 1997	Amazonas	Bosque y pastizal	60-80	Isótopos estables / meteorología
Brunel et al., 1997	Sahel, África	Bosque de artemisa	20	Isótopos estables / meteorología
Ferretti et al., 2003	Planicie Central, Estados Unidos	Pastizal	40-75	Isótopos estables / balance de masas
Yepez et al., 2003	Arizona, Estados Unidos	Mezquital	50-85	Isótopos estables / EC
Williams et al., 2004	Marruecos	Cultivo de olivo	72-86	Isótopos estables / EC / flujo de savia
Lai et al., 2005	Pacífico noroeste, Estados Unidos	Bosque de coníferas	85	Isótopos estables / EC / flujo de savia
Yepez et al., 2005	Desierto de Sonora, México	Pastizal	22-43	Isótopos estables / cámaras estáticas
Yamanaka y Tsunakawa, 2007	Japón	Matorral	80	Isótopos estables / micrometeorología
Yepez et al., 2007	Arizona, Estados Unidos	Mezquital	5-100	Isótopos estables / EC
Xu et al., 2008	Wolong, China	Matorral de <i>Quercus</i>	74-96	Isótopos estables / meteorología
Rothfuss et al., 2010	Observatory of Environment Research, Francia	<i>Festuca arundinacea</i>	0-95	Isótopos estables / balance de masas
Wang et al., 2010	Biosphere 2, Arizona, Estados Unidos	Mezquite	61-83	Isótopos estables / CRDS
Wenninger et al., 2010	Laboratorio de UNESCO-IHE, Holanda	<i>Eragrostis tea</i> (Zucc.)	70	Isótopos estables / lisímetros
Bijoor et al., 2011	California, Estados Unidos	Humedal, <i>Typha latifolia</i>	17-96	Isótopos estables / EC
Sutanto, 2012	Laboratorio de UNESCO-IHE, Holanda	Pastizal	77	Isótopos estables / balance de masas / lisímetro

Donde la técnica de correlación de vórtices está representado por EC (Eddy covariance) y la espectroscopía láser como CRDS (Conventional Cavity Ring Down Spectroscopy).

isotópica (i.e., ^{18}O o ^2H), se puede entender esta compleja circulación (Griffis, 2013).

No obstante, algunos de los inconvenientes de esta metodología son el manejo de muestras y análisis en el laboratorio, así como el alto costo del procesamiento de muestras y el equipo analizador de isótopos, por lo que básicamente las estimaciones de T/ET sólo se realizan en una resolución temporal baja. La estimación de T/ET contribuye a vincular el balance hídrico con las actividades de las plantas en nivel ecosistema. De este modo, al avanzar

en la habilidad de estimar T/ET, es posible entender cómo los factores bióticos y abióticos influyen en las tasas con la que el agua es recirculada hacia la atmósfera y su vínculo con la productividad de los ecosistemas durante el intercambio de gases (Wang y Yakir, 2000; Yepez et al., 2007; Yepez y Williams, 2009). En tal contexto, se plantea como objetivo de esta investigación estimar la contribución de la T al total de la ET usando isótopos estables de agua, en combinación con la técnica de covarianza de vórtices, tomando como caso de estudio un

ecosistema de matorral semiárido del norte de México. Debido a las altas precipitaciones que llegan en esta región después de la temporada de sequía, se espera que la T sea el flujo dominante del total de ET , pues la vegetación está en un periodo de crecimiento en su máxima productividad.

Teoría isotópica

Los isótopos son átomos cuyo núcleo es idéntico en cuanto al número de protones, pero tienen distinto número de neutrones. La proporción de isótopos estables de un elemento se representa a través de la notación delta (δ), en unidades de permil ‰ (Sharp, 2007):

$$\delta = \left[\left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estáNDAR}}} \right) - 1 \right] \times 1000 \quad (1)$$

donde R_{muestra} y $R_{\text{estáNDAR}}$ son cocientes molares de los isótopos pesados sobre los ligeros presentes en la muestra y el estándar, respectivamente (V-SMOW: Viena-Standart Mean Ocean Water, para isótopos de agua; Ehleringer *et al.*, 2000). Los cocientes molares (R) se expresan en función de las relaciones de las abundancias isotópicas, por ejemplo ${}^2\text{H}/{}^1\text{H}$ o ${}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}$. Muchos de los valores son negativos y sólo indican un número menor de isótopos pesados en relación con los estándares. Entre más negativo sea el valor, más empobrecida estará la muestra de isótopos pesados y entre más positivo sea el valor más enriquecida de isótopos pesados estará la muestra con respecto al estándar (Sharp, 2007).

Partición de la ET

El modelo isotópico para calcular la fracción de T que contribuye al total de la ET tiene su base fundamental en el balance de masas (Yakir y Sternberg, 2000), ecuación (2):

$$\frac{T}{ET} = \frac{(\delta_{ET} - \delta_{Es})}{(\delta_T - \delta_{Es})} \times 100 \quad (2)$$

donde T/ET representa la proporción de la transpiración que contribuye a la ET , δ_{ET} es la composición isotópica de la ET , δ_{Es} es la composición isotópica de la evaporación del suelo y δ_T es la composición isotópica de la transpiración. Las diferentes firmas isotópicas que se presentan al analizar los flujos de la E y T son la base fundamental para separar la ET en sus componentes (Wang y Yakir, 2000). Para estimar δ_{ET} se combinan las mediciones de un gradiente de concentración de humedad, con la composición isotópica de las respectivas muestras de vapor de agua. Con esto se generan gráficos de mezcla isotópica o *Keeling plots* (Pataki *et al.*, 2003), en donde se grafican los valores del inverso de la concentración de humedad en un gradiente de concentraciones (en X) y la composición isotópica del vapor en el gradiente (δ , en Y), permitiendo la identificación de δ_{ET} como el intercepto en Y de la recta de mejor ajuste (Yepez *et al.*, 2003). Estos gráficos integran el flujo vertical del vapor en una escala espacial que varía en función de las alturas donde se colecte el vapor, con la misma lógica que se determina el área de contribución con la técnica de covarianza de vórtices (Williams *et al.*, 2004). Con esta técnica se asume que: 1) no hay pérdida de vapor de agua en el ecosistema, que no sea por la turbulencia en la parcela de la atmósfera considerada, y 2) sólo hay dos fuentes de agua con distinta composición isotópica: la de Es y la de T (Yakir y Sternberg, 2000).

Para conocer la composición isotópica de la evaporación del suelo (δ_{Es}) se utiliza la ecuación modificada de Craig y Gordon (1965), que relaciona la humedad relativa del frente de evaporación a los procesos fundamentales del cambio en la composición isotópica del agua sometida con la evaporación, involucrando factores de fraccionamiento isotópico cinético y de equilibrio (Wang y Yakir, 2000):

$$\delta_{Es} = \frac{\alpha^* \delta_L - h \delta_a - \varepsilon^* - (1-h)\varepsilon_k}{(1-h) + (1-h) \left(\frac{\varepsilon_k}{1000} \right)} \quad (3)$$

donde δ_L es la composición isotópica del agua líquida en el frente de evaporación (primeros 5 a 10 cm de profundidad de suelo); δ_a es la composición isotópica del vapor de agua atmosférico en los primeros 10 cm sobre el nivel del suelo; α^* es el fraccionamiento isotópico de equilibrio dependiente de la temperatura [para $^{18}\text{O}\alpha^* = (1.137(10^6/\text{Tk}^2) - 0.4156(10^3/\text{Tk}) - 2.0667) / 1000 + 1$] (Tk = temperatura en $^{\circ}\text{K}$), expresado como $\epsilon^* = (1 - \alpha^*) \times 10^{-3}$ (9.8‰ para oxígeno a 20°C ; Majoube, 1971); ϵ_k es el factor cinético de fraccionamiento (16.4‰ para oxígeno; Cappa *et al.*, 2003), y h es el valor de la humedad relativa normalizada a la temperatura del frente de evaporación. En general, esta expresión denota el cambio isotópico que sucede cuando el agua se evapora, ya que durante el cambio de fase de agua líquida a vapor, preferentemente salen del suelo los isótopos ligeros y se acumulan los pesados.

La composición isotópica del flujo de la transpiración (δ_T) en un ecosistema puede suceder en un estado isotópico estable (ISS), en donde la composición isotópica de la T es igual a la composición isotópica del agua en el xilema (δ_s) de la planta, debido a que el agua del xilema es la fuente de agua de las hojas y las hojas no acumulan isótopos de agua durante la transpiración dinámica (Yakir y Sternberg, 2000; Xiao *et al.*, 2012). Sin embargo, de acuerdo con Farquhar y Cernusak (2005), en condiciones ambientales cambiantes, la transpiración puede no alcanzar un estado isotópico estable (no-ISS), lo cual puede traer repercusiones importantes en la estimación de T/ET (ecuación (2)). Una alternativa para determinar la δ_T es utilizar la composición isotópica del agua foliar (δ_f); no modelada como en la ecuación (4) colectada durante períodos clave del día y sustituir este valor por δ_L en la ecuación (3), para calcular el fraccionamiento isotópico por el cambio de fase en la cavidad estomática (Lai *et al.*, 2005). No obstante, esta estrategia es sólo una aproximación al valor real del reservorio que está expuesto a la evaporación, pues el agua total de la hoja está mezclada con agua no evaporada (por

ejemplo, venas) y que conserva la composición isotópica de la fuente original (por ejemplo, tallo), por lo que no necesariamente representa la composición isotópica de los sitios de evaporación en la hoja (Farquhar y Cernusak, 2005; Lai *et al.*, 2005). Sin embargo, debido a que es muy difícil identificar (y, por ende, medir) el agua en los sitios exactos de evaporación de la hoja para estimar apropiadamente δ_T , varios autores han optado por modelar el enriquecimiento isotópico del agua foliar de los sitios de evaporación en no-ISS y a partir de ese resultado calcular δ_T con la ecuación (3) (Farquhar y Cernusak, 2005; Xiao *et al.*, 2012). Por ejemplo, Lai *et al.* (2005) y Yepez *et al.* (2007) utilizaron el modelo de Dogmann *et al.* (1974), que considera el tiempo de reciclado de agua en la hoja en función de la tasa de transpiración y la condiciones ambientales para predecir la composición isotópica del agua foliar, y a partir de esta aproximación modelar δ_T (Farquhar y Cernusak, 2005).

Para ello se necesita primero calcular $\delta_{ss}(t)$, que es la composición isotópica del agua en la hoja en ISS, modelado a partir de una modificación de Craig y Gordon (Yakir y Sternberg, 2000):

$$\delta_{ss} = \delta_s + \epsilon_{eq} + \epsilon_k + h(\delta_a - \epsilon_k - \delta_s) \quad (4)$$

donde la mayoría de estos símbolos son descritos en la ecuación (3) y δ_a es ahora la composición isotópica del vapor cercano a la hoja, así como h es la humedad relativa normalizada a la temperatura de la hoja.

Entonces la composición isotópica del agua foliar en estado isotópico no estable (no-ISS) se calcula a partir de:

$$\delta_{en}(t) = \delta_{ss}(t) - [\delta_{ss}(t) - \delta_{en}(t-1)] \exp\left(\frac{-\Delta t}{\tau\varsigma}\right) \quad (5)$$

donde $\delta_{en}(t)$ y $\delta_{en}(t-1)$ son la composición isotópica del agua foliar en no-ISS en un tiempo t determinado y un tiempo ($t-1$); $\delta_{ss}(t)$ es la composición isotópica de la hoja en condiciones

de ISS en tiempo 1; Δt es el intervalo de tiempo en segundos; $\tau = W/T_{\text{hoja}}$ es el tiempo de residencia de agua en la hoja, donde W es la concentración molar de agua en la hoja y T_{hoja} es la tasa de transpiración ($\text{mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) de cada especie. El ς se relaciona con $\alpha^* \alpha_k (1-h)$, donde α_k es el factor de fraccionamiento cinético (1.023; Cappa et al., 2003), y α^* y h representan lo mismo que en la ecuación (3). El término T_{hoja} está basado en la relación de la conductancia estomática y el Déficit de Presión de Vapor (DPV), de tal modo que la composición isotópica de la transpiración $\delta_{T'}$ en condiciones de no- ISS , es estimada reemplazando $\delta_{en}(t)$ por el δ_L en la ecuación (3).

Desde esta perspectiva, es importante señalar que Xiao et al. (2012) realizaron un análisis comparativo entre los modelos de Craig y Gordon (1965; ecuación (4)), Dogmann et al. (1974; ecuación (5)), y Farquhar y Cernusak (2005), y concluye que la mejor aproximación para representar la composición del agua en la hoja es bajo condiciones ISS (Craig y Gordon, 1965) en estudios a una escala de dosel y ecosistemas. Esta conclusión se basa en el hecho de que los modelos de Farquhar y Cernusak (2005) y Dogmann et al. (1974) son complejos, ya que requieren de un número importante de parámetros bióticos que controlan tal enriquecimiento en nivel de hoja, y la variabilidad que se expresa no tiene gran impacto en la composición isotópica del agua foliar cuando se integra en el nivel ecosistema.

Metodología

Descripción del sitio

El estudio se llevó a cabo en un ecosistema semiárido en el noroeste de México, en las coordenadas 29.741 de latitud norte y -110.5337 de longitud oeste, a ~630 msnm (figura 1). El ecosistema se encuentra dominado por las lluvias estacionales que suceden durante el verano por el Monzón de Norteamérica durante los meses de julio, agosto y septiembre, las cuales pueden representar hasta el 70% del

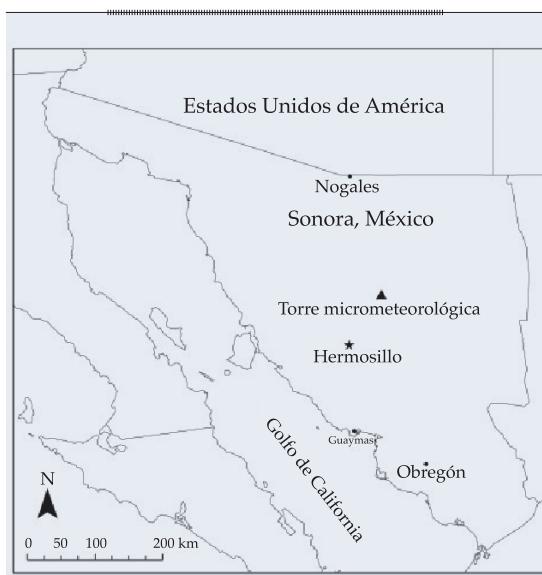


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

total anual (Adams y Comrie, 1997; Watts et al., 2007). El promedio de lluvias entre 1974 y 2009 fue de 511 mm y la temperatura anual promedio fue de 21.3 °C. Las especies predominantes son: mezquite (*Prosopis velutina*), ocotillo (*Fouquieria macdougalii*), huinolo (*Acacia cochliacantha*), torote (*Jatropha cordata*), chicura (*Ambrosia cordifolia*), gutaño (*Mimosa distachya*) y palo verde (*Parkinsonia praecox*), donde la mayoría de las especies pierde sus hojas en la temporada seca y recupera el verdor con la llegada de las precipitaciones, a finales de junio o principios de julio. El tipo de suelo es limo arenoso con 70% de arena, 17% de limo y 13% de arcilla.

En el sitio de estudio hay una torre micrometeorológica equipada con un sistema para medir flujos turbulentos con la técnica de covarianza de vórtices (*Eddy Covariance*) (Moncrieff et al., 2000). En breve, los intercambios turbulentos de momento, calor, vapor de agua, CO_2 y, en general, cualquier cantidad escalar, matemáticamente se definen como la covarianza entre el escalar en cuestión (inerzia, temperatura, concentración de vapor de agua y de CO_2) y la velocidad vertical del viento (Watts et al., 2007).

En específico, el flujo vertical de agua se define como la covarianza de la velocidad

vertical del viento y la concentración de H_2O , multiplicada por la densidad media del aire (Baldocchi, 2003). Las mediciones simultáneas de vapor de agua se realizaron con un analizador de gases que mide directamente la concentración de agua en la atmósfera cercana a la superficie o cobertura vegetal. El sistema consta de un analizador de gases (LI-7500, LI-COR, Lincoln, NE, USA) y un anemómetro sónico en 3D (CSAT3, Campbell Sci., Logan, UT, USA) que realizan mediciones a una frecuencia de 10 Hz. Estos sensores son controlados por un datalogger CR5000 (Campbell Sci., Logan, UT, USA) programado para calcular promedios de flujos cada 30 minutos. Los sensores están instalados en una torre de 9 m de altura, donde además se tienen sensores que miden radiación neta (NR-LITE-L NR1, Campbell Sci., Logan, UT, USA), la dirección y velocidad del viento (Wind Monitor, R.M. Young, MI, USA), y la precipitación (TR-52USW, Texas Ele., Dallas, TX, USA). Durante el periodo de estudio, la humedad relativa y la temperatura fueron medidas a 0.1, 2.5, 4.5 y 9 m de altura con sensores HMP45D (Vaisala, Helsinki, Finlandia). Los datos de humedad relativa y temperatura en cada una de las alturas se utilizaron para calcular la concentración de vapor en los diferentes niveles.

Colecta de muestras para la partición de T/ET

El estudio se realizó el 24 de julio de 2007 durante la temporada del Monzón de Norteamérica. Se colectaron muestras de vapor de agua, suelo y tallos. Las muestras de vapor de agua fueron colectadas en dos periodos de mañana y dos periodos por la tarde en cuatro diferentes alturas simultáneamente (0.1, 2.5, 4.5 y 9 m). La colecta de vapor atmosférico consistió en hacer circular aire a través de un sistema de válvulas y mangueras que circulan el aire en cuatro diferentes trampas de cristal (una para cada altura); las trampas son de aproximadamente 30 cm de largo y 0.9 cm de diámetro, con un tubo interno de 6 cm, lleno de esferas de cristal de 0.3 cm de diámetro para aumentar

la tortuosidad del flujo. Durante la colecta, el conjunto de trampas permanece sumergido en un vaso con etanol a -80 °C, tras la adición periódica de nitrógeno líquido, esto hace que el vapor de agua del aire muestreado se congele en las trampas (Helliker et al., 2002). La circulación del aire es regulada con un controlador de flujo a 500 ml·min⁻¹; a esta tasa de flujo se colectan de 30 a 50 μL en cada trampa, dependiendo de la humedad del aire (Yepez et al., 2003). En un sistema de múltiples especies, como el caso de este estudio, se utilizó un promedio simple de los valores de δ_s de las especies consideradas en un estudio, para representar en valor de δ_T , asumiendo condiciones de ISS (Yepez et al., 2003). Para esto se colectaron tallos de tres a cuatro individuos de las tres especies más representativas de la vegetación: *F. macdougalii*, *A. cochliacantha* y *P. praecox*. Para estimar el valor de δ_L , se colectaron 12 muestras de suelo a 5 cm de profundidad aleatoriamente, alrededor de la torre micrometeorológica, en micrositios expuestos y bajo cobertura vegetal, y finalmente se promediaron las composiciones isotópicas de las 12 muestras. Las muestras fueron puestas en viales herméticos de 25 ml, se sellaron con Parafilm® y se guardaron en hieleras hasta llegar al laboratorio, en donde permanecieron congeladas a -2 °C. Posteriormente, en el laboratorio fue extraído el contenido de agua de las muestras (> 95%), por destilación criogénica (West et al., 2006). El agua extraída de cada muestra fue depositada en viales de 2 ml por separado y analizadas en un espectroscopio láser DLT-100 (Los Gatos Research, Inc.). Con ese análisis se obtuvieron los cocientes molares de oxígeno ($^{18}O/^{16}O$) de cada muestra y se calculó la δ con la ecuación (1), con una precisión en el rango de 0.4‰ en $\delta^{18}O$ en relación con los estándares de referencia de LGR en la escala de V-SMOW.

Análisis de los datos

Los datos para el análisis isotópico son presentados en tres periodos: 1) mañana de 7:00 a 12:00 h; 2) tarde de 12:00 a 17:00 h, y 3)

día completo de 7:00 a 17:00 h. Los datos de micrometeorología y EC se muestran para las horas luz de 6:00 a 18:00 h. Para obtener el $\delta_{ET'}$ se calculó el inverso de la concentración de humedad [$1/H_2O$] medida (en mg por m^{-3} de aire) en las diferentes alturas con los sensores de temperatura y humedad, y se graficó contra la composición isotópica del vapor de agua en las alturas correspondientes, para obtener gráficos de mezcla isotópica en cada periodo. Para el agua de las muestras de suelo analizadas se usó el valor de δ_L y se calculó $\delta_{Es'}$ aplicando la ecuación (3). Para obtener δ_T' primero se calculó δ_{ss} con la ecuación (4) y se modeló el enriquecimiento isotópico del agua foliar con la ecuación (5).

Para determinar T_{hoja} en cada especie se utilizaron valores de conductancia estomática (g), que se midieron usando un porómetro (SC-1 Leaf Porometer Systems, Decagon Devices, Pullman, Wa). Este valor de g fue relacionado con el DPV (calculado con la micrometeorología de la torre) y a partir de eso se obtuvo T_{hoja} . Para los cálculos del tiempo de residencia del agua en la hoja se utilizaron valores de W de 5.3, 9.8 y 10.9 mol m^{-2} para *A. cochliacantha*, *P. praecox* y *F. macdougalii*, respectivamente. Con el valor de T_{hoja} y W se estimó el tiempo de reciclado de agua en la hoja, τ (ecuación (5)). Basándose en la comparación de los modelos en *ISS* y *no-ISS* (Dogmann *et al.*, 1974; figura 5), y en los argumentos propuestos por Xiao *et al.* (2012), para minimizar la complejidad de estimar δ_T en *no-ISS*, se logró representar el δ_T como un promedio simple de las composiciones isotópicas de los tallos de las tres especies que se mencionan en este estudio; en *ISS*, el valor de δ_T no cambió durante el día.

La T/ET se obtuvo aplicando la ecuación (2) en el periodo de la mañana, tarde y el integrado (día completo). Asimismo, se aplicó el modelo estadístico desarrollado por Phillips y Gregg (2001), el cual calcula el error isotópico (*iso-error*), considerando el error estándar del intercepto en y en la regresión lineal en los gráficos de mezcla, y la variabilidad en δ_T y δ_{Es} .

Resultados

El 24 de julio de 2007 fue un día soleado, aunque durante la madrugada se presentó un evento de lluvia de 0.5 mm y dos días antes se presentó un evento de precipitación de 11 mm (figura 2). La radiación neta del día de estudio se dio con un máximo de 643 W m^{-2} a las 14 h, mientras que las horas luz fueron entre las 6:00 y 19:00 h (figura 3). Las condiciones ambientales estuvieron con un mínimo déficit de presión de vapor de 0.22 kPa antes del amanecer y alcanzando un máximo de 2.37 kPa después del medio día; manteniéndose en ese rango el resto de la tarde (de las 13:00 a las 18:00 h).

Separación de los componentes de ET

Se logró conocer la composición isotópica de los componentes de la ET : δ_{Es} y δ_T , así como de la mezcla (δ_{ET}). Al calcular δ_{Es} con el modelo de Craig y Gordon (ecuación (3)) es claro que el agua líquida se empobrece de manera considerable en isótopos pesados al evaporarse (cuadro 2). Los valores de δ_L fueron de $-5.0 \pm 0.48\text{‰}$ de $\delta^{18}\text{O}$ en ambos períodos y para el periodo de la mañana δ_{Es} fue -26.6‰ , mientras que el periodo de la tarde fue -25.2‰ de $\delta^{18}\text{O}$. El δ_{Es} se vuelve significativamente más ligero en ambos lapsos respecto al δ_L , presentando una diferencia de δ_{Es} entre los períodos de 1.4‰ de $\delta^{18}\text{O}$. En promedio se obtuvo que el valor de δ_{Es} fue de $\delta^{18}\text{O} = -25.9\text{‰} (\pm 0.69)$ para el día 24

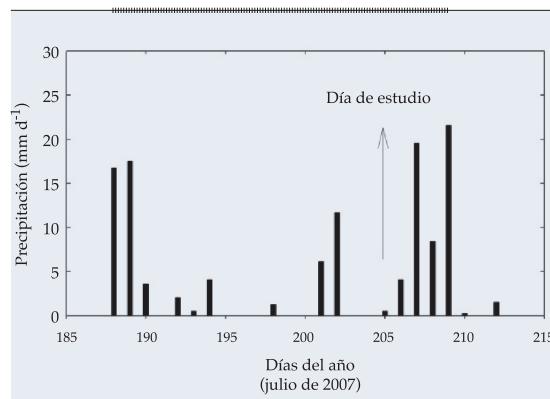


Figura 2. Precipitación total diaria durante julio de 2007.

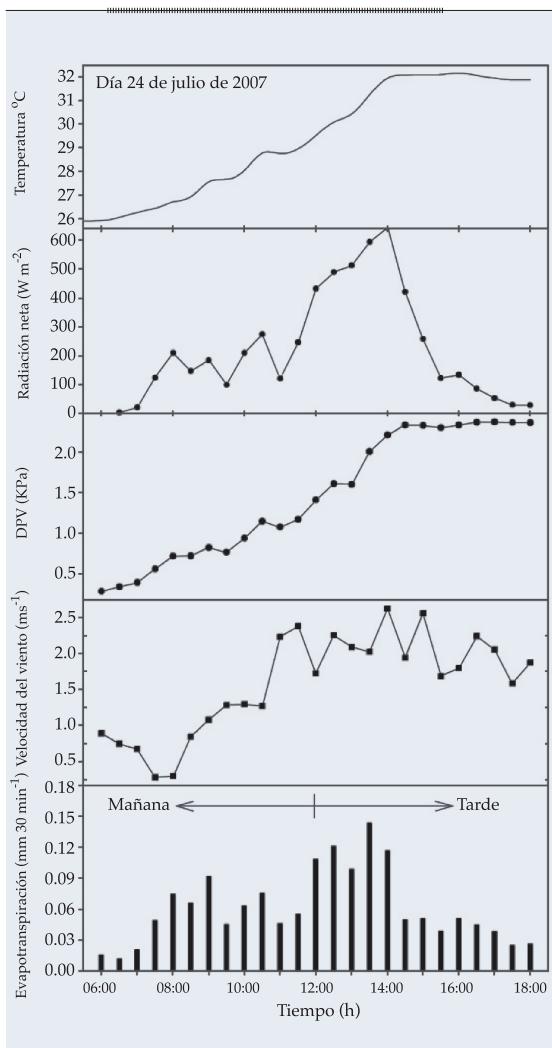


Figura 3. Variación ambiental del día 205 de 2007. La primera figura ascendente muestra la evapotranspiración total cada media hora. En el mismo orden ascendente, la velocidad del viento ($m s^{-1}$), el déficit de presión de vapor (DPV) y, por último, la radiación neta ($W m^{-2}$).

de julio de 2007. Con los gráficos de Keeling se obtuvo la composición isotópica de la ET : δ_{ET} (figura 4). La δ_{ET} durante la mañana presentó una composición isotópica más enriquecida de isótopos pesados, en comparación con el periodo de la tarde, con valores de 2.0‰ (± 6.7) y -10.5‰ (± 3.0) en $\delta^{18}\text{O}$, respectivamente (cuadro 3). La composición isotópica de la ET en promedio durante todo el día fue de -6.28‰ (± 1.2) de $\delta^{18}\text{O}$.

La modelación isotópica del agua foliar para la estimación de δ_T en *ISS* y *no-ISS* no mostraron diferencias significativas (figura 5). Se observa que la composición isotópica del agua foliar en el primer tiempo 6:00 am para las tres especies oscila en -0.5‰ en $\delta^{18}\text{O}$. Basándose en la comparación de los modelos en *ISS* y *no-ISS* (figura 5) y en los argumentos propuestos por Xiao et al. (2012), en el presente estudio se acepta que la transpiración de las tres especies estudiadas sucede en estado isotópico estable, por lo que se usó la composición de la fuente original de agua de la vegetación para calcular δ_T . Para eso se realizó un promedio simple de los valores observados en las tres especies (cuadro 4). Con esta estrategia se obtuvo un valor de 7.1‰ (± 4.9) de $\delta^{18}\text{O}$. A pesar de la variabilidad, este valor de δ_T es considerablemente más enriquecido en isótopos pesados respecto a la composición isotópica de δ_{Es} (cuadro 5), de tal modo que δ_T y δ_{Es} muestran diferentes composiciones isotópicas.

Notablemente, los valores de δ_{ET} son diferentes si se consideran las observaciones de todo el día, sólo las de la mañana o sólo las de

Cuadro 2. Parámetros involucrados en la determinación de la composición isotópica de la evaporación del suelo, aplicando el modelo de Craig y Gordon, 1965 (ecuación (2)). Todos los valores isotópicos son de $\delta^{18}\text{O}$.

Día 205 de 2007								
Periodo	h	T_s (°C)	T_s (°K)	δ_a (‰)	δ_L (‰)	α^*	α_K	δ_{Es}
Mañana	0.8	29.2	302.3	-15.6	-5.0	1.0090	1.0189	-26.6
Tarde	0.6	34.9	308.1	-18.8	-5.0	1.0086	1.0189	-25.2

Donde h es la humedad relativa del suelo; T_s en °C y en °K; δ_a es la composición isotópica del vapor atmosférico en la frontera de evaporación del suelo (0.1 m); δ_L es la composición isotópica del agua en el suelo a 5 cm; α^* es el factor de fraccionamiento de equilibrio; α_K es el factor de fraccionamiento cinético, y δ_{Es} es la composición isotópica de la evaporación del suelo.

Cuadro 3. Estadísticos de los gráficos de Keeling mostrados en la figura 4.

Periodo	<i>n</i>	<i>r</i> ²	Pendiente	<i>S</i>	Intercepto δ_{ET}	<i>s</i>
Día	18	0.85	-190.85	20.50	-6.28	1.20
Mañana	10	0.48	-348.30	127.36	2.04	6.74
Tarde	8	0.57	-127.73	45.39	-10.45	2.94

Se obtuvo el error estándar de la regresión del intercepto, la pendiente y el error cuadrado (r^2), con un nivel de confianza al 95%.

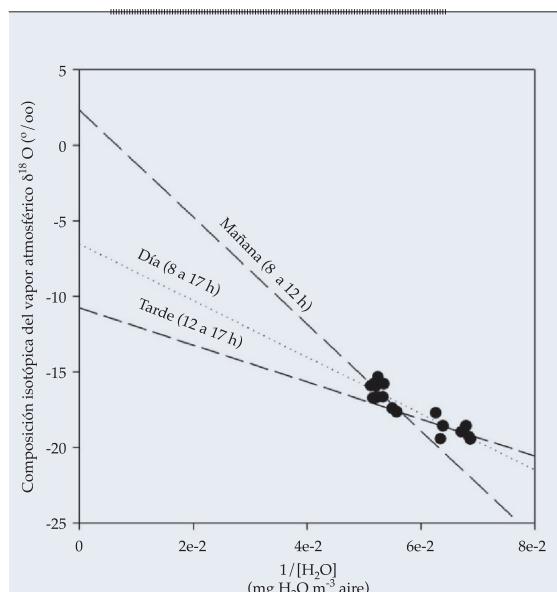


Figura 4. Gráficos de Keeling de los períodos mañana y tarde para el día 205 de 2007.

la tarde. Por ejemplo, los valores de δ_{ET} son más cercanos a la δ_T por la mañana y más similares a la δ_{Es} por la tarde, mientras la integración de todo el día presenta valores intermedios (figura 4). Con base en estas diferencias y la aplicación de la ecuación (1) es posible calcular T/ET (cuadro 5). En este caso, los resultados de T/ET muestran que en el periodo de la mañana existe una alta contribución de T , ya que este flujo representa el $86 \pm 21\%$ de la ET . Por otro lado, al observar el periodo de la tarde, la T/ET cae de manera considerable, ya que este flujo sólo representa el $46 \pm 9\%$ de la ET . Si consideramos todas las observaciones en el gráfico de mezcla para calcular $\delta_{ET'}$ tendríamos que en este ecosistema la T representa el $59 \pm 6\%$ de la ET durante este día.

Con base en las estimaciones continuas de EC del flujo de agua (ET), se obtuvo la lámina de agua evapotranspirada durante el día de estudio. La ET actual durante todo el día fue de 1.58 mm, para el periodo de la mañana (de 5 a 12 h) con 0.73 mm y en el periodo de la tarde 0.85 mm (de 12 a 18 h; figura 6). Para obtener la lámina de agua de transpiración con los valores anteriores se multiplica T/ET por ET y se obtiene que para el periodo de la mañana se transpiraron 0.62 ± 0.15 mm, en la tarde 0.39 ± 0.08 mm, y 0.93 ± 0.10 mm durante todas las horas luz.

Discusión

Mediciones directas de ET con la técnica de covarianza de vórtices no proporcionan información sobre las contribuciones relativas de la evaporación del suelo y la transpiración (Wilson *et al.*, 2001); sin embargo, conocer estas proporciones provee de información funcional en estudios ecohidrológicos de ecosistemas (Newman *et al.*, 2006). Para avanzar en esta área, el uso de isótopos estables de agua, en combinación con las técnicas meteorológicas en la partición de ET en sus componentes es una herramienta que sirve para generar conocimiento acerca de los procesos ecohidrológicos (Yepez *et al.*, 2007). Los fraccionamientos isotópicos que existen durante el transporte de agua de la fase líquida a la gaseosa en ecosistemas es la base para separar la ET en sus componentes. El fraccionamiento isotópico que ocurre durante el cambio de estado físico (líquido-vapor) hace que la evaporación del suelo presente una composición isotópica más negativa que en la fase líquida del suelo.

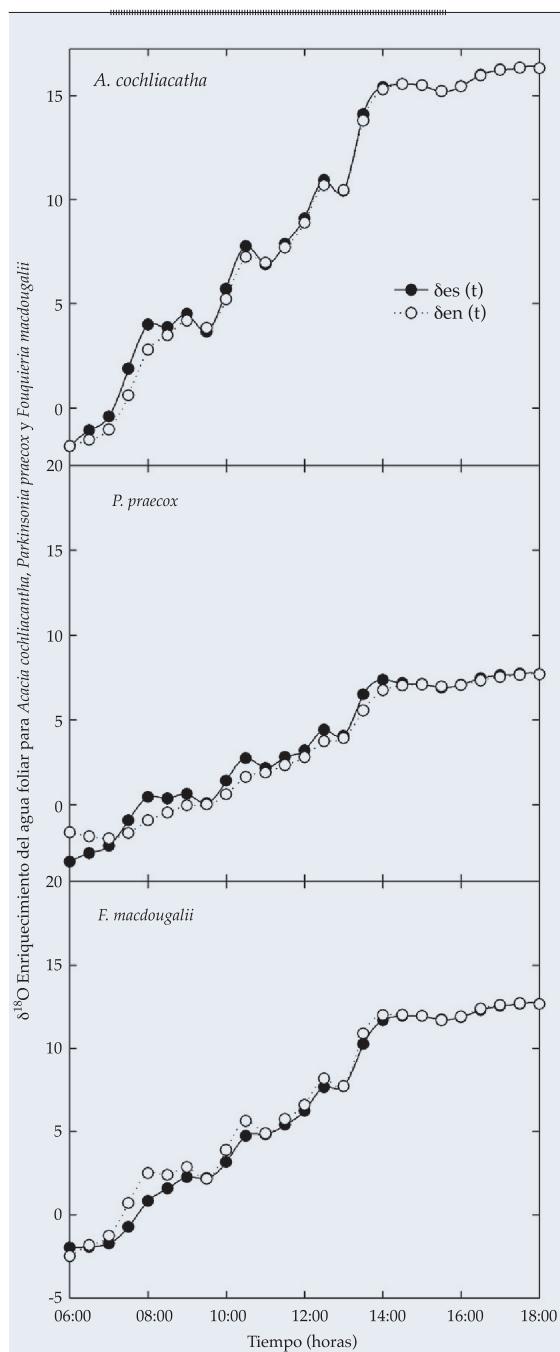


Figura 5. Tendencia diurna del enriquecimiento isotópico del agua foliar; δ_{es} es el enriquecimiento isotópico estimado en un estado isotópico estable; δ_{en} es el enriquecimiento foliar en condiciones de no estado isotópico estable.

Por el contrario, la absorción de agua por las raíces durante la transpiración no presenta fraccionamientos isotópicos y en condiciones estables la composición isotópica del flujo de

Cuadro 4. Composición isotópica del agua del xilema en tres especies representativas del matorral xerófilo en Sonora.

Especie	δs
Acacia cochliacantha	15.1
Parkinsonia praecox	8.0
Fouquieria macdougalii	-1.7
δ_{Tr} (ISS)	7.1
s	4.86

Promedio simple de las composiciones isotópicas del agua del xilema de tres especies representativas en el ecosistema semiárido de Sonora; s representa el error estándar.

la transpiración puede ser igual a la fuente original de agua de las plantas (cuadro 5; Yakir y Sternberg, 2000). El objetivo de este trabajo fue separar la ET en sus componentes en un ecosistema semiárido de Sonora. Los resultados muestran que utilizando isótopos estables de agua en los diferentes reservorios del ecosistema (suelo, plantas y atmósfera), en combinación con mediciones directas de ET , es posible separar los componentes de este flujo en ecosistemas semiáridos. A partir del análisis isotópico se obtuvieron valores de T/ET , comparables con las estimaciones en otros ecosistemas (cuadros 1 y 5). No obstante, a diferencia de estos estudios, los resultados aquí sugieren que la separación de la ET utilizando los gráficos de Keeling dan una adecuada resolución temporal para estudiar las posibles variaciones en las proporciones de los componentes de la ET dentro de un solo día. Por ejemplo, los resultados de este estudio muestran cómo la T domina el periodo de la mañana; mientras que la Es domina la ET durante la tarde (figura 6). Los valores de entre el 80 y 100% de T/ET durante el periodo de la mañana sugieren una alta tasa de transpiración, lo que supone una alta actividad fisiológica de la vegetación en este lapso (Huxman et al., 2005). De acuerdo con la figura 3, las condiciones ambientales que se presentan en la mañana son menos extremas para que la vegetación lleve a cabo sus actividades fisiológicas (Bond et al., 2007), en contraste con el periodo de la tarde,

Cuadro 5. Componentes isotópicos para particionar la evapotranspiración en T/ET : composiciones isotópicas de la evapotranspiración.

Periodo	δ_T	s	δ_{Es}	S	δ_{ET}	s	T/ET (ISS)	Iso-error
Día (8 a 17 h)	7.11	4.86	-25.93	0.69	-6.38	1.20	0.59	0.06
Mañana (8 a 12 h)	7.11	4.86	-26.62	0.69	2.30	6.74	0.86	0.21
Tarde (12 a 17 h)	7.11	4.86	-25.24	0.69	-10.50	2.94	0.46	0.09

Donde δ_T es la composición isotópica de la T de tres especies representativas; δ_{Es} es la composición isotópica de la Es ; δ_{ET} es la composición isotópica de la ET ; T/ET es la proporción de la T respecto a la ET total; s es el valor del error estándar de las muestras, y el Iso-error es el error isotópico (Phillips y Gregg, 2001).

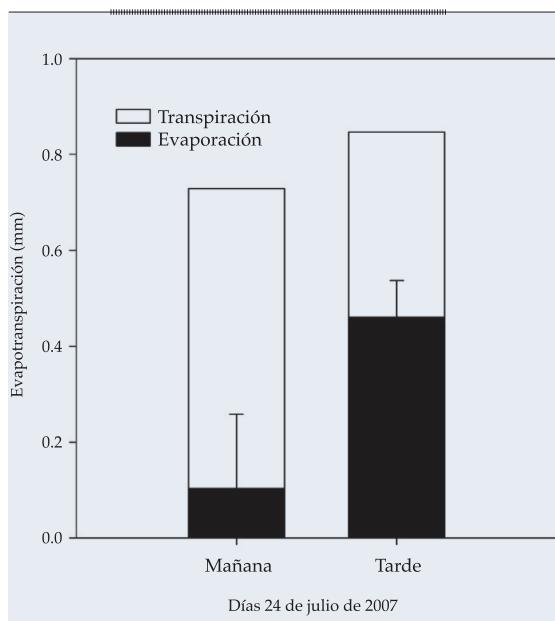


Figura 6. Evapotranspiración total partitionada en transpiración de la vegetación. Los errores estándar en las barras de la transpiración están basados en la variación de las fuentes, calculado previamente con el Iso-error.

en donde se alcanzan los valores máximos en radiación (644 W m^2), temperatura (32°C) y DPV (2.4 kPa). Es posible que estas condiciones ambientales durante la tarde induzcan estrés en la vegetación (Pockman y Sperry, 2000), de tal modo que en la tarde la proporción T/ET decae de forma considerable, ya que la E alcanza hasta el 46% de la ET y representa un flujo de hasta 0.39 mm . En la tarde, la alta radiación que incide en el suelo del ecosistema genera más calor y aumenta la temperatura y, por ende, el flujo por evaporación del suelo

se eleva de modo considerable (Vivoni *et al.*, 2008), en coincidencia con una depresión de la conductancia estomática de las planas. Estas diferencias entre mañana y tarde tienen implicaciones importantes, ya que ayudan a identificar los períodos limitantes de las condiciones ambientales que regulan el transporte de agua vertical en los ecosistemas por las diferentes vías que contribuyen a la ET y dan elementos para calcular con mayor precisión los balances hídricos de los ecosistemas.

Las implicaciones ecohidrológicas del presente trabajo residen en la interrelación de la parte biológica de los ecosistemas terrestres y el ciclo del agua. Principalmente la influencia de la dinámica de la precipitación y la ET en la productividad de los ecosistemas (Yepez *et al.*, 2007), así como la influencia que los procesos biológicos tienen en los procesos hidrológicos como la ET (Newman *et al.*, 2006). Con base en estos resultados, durante la mañana, cuando la mayoría del agua se transporta por el torrente de la transpiración, se podría inferir que es un periodo de alta actividad fotosintética, ya que durante la apertura estomática hay un importante balance entre el agua que se pierde y el dióxido de carbono que se asimila (Nobel, 2009).

En ecosistemas áridos y semiáridos, como los del norte de México, el principal recurso limitante para las plantas y los microorganismos del suelo es la disponibilidad de agua en el suelo. Bajo condiciones de aridez con altas temperaturas, la evaporación puede ser un flujo vertical importante (Zhao *et al.*, 2011). La

pérdida de agua por esta vía controla el tiempo de residencia de agua en el suelo (Raz-Yaseef *et al.*, 2010) y por tanto la disponibilidad de agua para la vegetación y los microorganismos (Yépez y Williams, 2009). Esto es importante debido que los microorganismos en el suelo, al igual que las plantas, aprovechan el agua disponible en el suelo para sus actividades metabólicas. Al tener disponibilidad de agua, los microorganismos llevan a cabo procesos como la descomposición de materia orgánica y la respiración heterótrofa, que emite grandes cantidades de CO_2 a la atmósfera (Chapin *et al.*, 2002). En este estudio, se tiene que durante las tardes, cuando la proporción de E_s a la ET es mayor, se estarían perdiendo cantidades importantes de agua a la atmósfera que no participarían en la productividad primaria, pero sí en la regulación de la respiración del ecosistema.

Al integrar el conocimiento de los procesos ecohidrológicos es posible avanzar en la habilidad de modelar mejores escenarios (y validarlos en lo local), para predecir la respuesta de los ecosistemas ante el cambio climático (Vivoni, 2012a; Vargas *et al.*, 2012). Por ejemplo, el estudio realizado por Dominguez *et al.* (2008), a través de modelos de climatología, muestra cómo la ET de los ecosistemas terrestres juega un papel importante en la recirculación del agua una vez llegada la época de lluvias, ya que la cantidad de agua evapotranspirada en una región contribuye a las siguientes precipitaciones o es redistribuida a otras regiones, sin embargo se desconoce la contribución relativa de los componentes de la ET en cuanto a su influencia en los procesos de reciclaje atmosférico. Entender esta relación agua-suelo-vegetación en el sistema global es vital para comprender el impacto antropogénico en flujos principales del ciclo del agua (Jung *et al.*, 2010). Con el uso de tecnologías como la de isótopos estables y mediciones continuas de ET se logra tener mayor información acerca de la variación de la T y E_s . Discernir entre los procesos hidrológicos controlados por la disponibilidad de agua y los procesos ecosistémicos (producción

primaria-fotosíntesis-cobertura vegetal-actividad microbiana) contribuye a entender esta dinámica ecohidrológica (Yepez *et al.*, 2007), lo cual provee información valiosa para la validación y construcción de modelos de procesos que permiten generar escenarios de respuesta ecosistémica de amplia resolución espacial y temporal sin descuidar los mecanismos de funcionamiento (Lawrence *et al.*, 2011; Newman *et al.*, 2006; Vivoni, 2012b; Méndez-Barroso *et al.*, 2014). Con estas observaciones insertadas en un esquema de redes de monitoreo se lograría tener elementos fundamentales para la planeación del recurso hídrico de acuerdo con su distribución y en contexto del cambio climático (Vargas *et al.*, 2013).

Supuestos y observaciones al modelo de separación de ET

Los valores de δ_{E_s} modelados con el modelo Craig y Gordon (1965) puede presentar dificultades al representar la capa límite del frente de evaporación del suelo debido a la complejidad que existe en conocer cuál es frente de evaporación a partir de la cual se evapora el agua del suelo en los períodos de humedecimiento y secado de la superficie (Konukcu *et al.*, 2004; Yepez *et al.*, 2005). Este estudio se llevó a cabo dos días después de un evento de lluvia de 11 mm y durante la madrugada antecedente precipitaron 0.5 mm, por lo que las condiciones de humedad de suelo en la superficie mantuvieron un frente de evaporación de 0.05 a 0.1 m.

Para determinar la δ_T es importante señalar que aun cuando es posible estimar la composición isotópica de la transpiración de la vegetación en nivel de hoja, tomando en cuenta los aspectos biológicos que influyen en el enriquecimiento foliar del agua (Dogmann *et al.*, 1974; Farquhar y Cernusak, 2005), recientemente se ha discutido que a escala de parcela o ecosistémica, el supuesto de que la transpiración ocurre en un estado isotópico estable (p. ej., $\delta_T = \delta_s$) es válido en algunos casos (Xiao *et al.*, 2012). Con mediciones y modelos descritos en nivel de hoja se ha mostrado que

la dinámica en la composición isotópica del agua foliar que controla la δ_T en condiciones extremas muy cambiantes podría estar fuera del estado isotópico estable (Yakir y Sternberg, 2000; Farquhar y Cernusak, 2005), lo cual puede representar un error de hasta el 20% en la estimación final de T/ET (Yepez *et al.*, 2005 y 2007). Los resultados de la modelación de este trabajo en enriquecimiento isotópico sin considerar el estado isotópico estable con la ecuación de Dongmann (1974) de varias especies del matorral sugieren que a pesar de las variantes condiciones ambientales observadas durante el día de estudio, el enriquecimiento isotópico foliar sucedió en estado isotópico estable (figura 6), con lo que sería seguro asumir que la composición isotópica del agua del tallo es una buena representación de la composición isotópica de la transpiración (Yakir y Sternberg, 2000; Lai *et al.*, 2005; Yepez *et al.*, 2007). Aunque el análisis de estas observaciones esté fuera del ámbito del presente trabajo, es relevante que este comportamiento sugiera que especies de hojas micrófilas de zonas semiáridas transpiren en un estado isotópico estable, ya que aporta elementos para simplificar estudios posteriores.

El uso de los gráficos de Keeling contribuye con gran información sobre los componentes del flujo de ET , pues asume sólo dos fuentes de contribución a la parcela de aire (Yakir y Sternberg, 2000), y muestra además un acercamiento a la composición isotópica de la fuente predominante (δ_{Es} o δ_T) a δ_{ET} basados en las diferentes firmas isotópicas. Sin embargo, esta metodología es tan sólo una aproximación instantánea de la composición isotópica de la ET al momento en que se colectan las muestras de vapor atmosférico y es sólo una representación del flujo integrado de ET (Yepez *et al.*, 2005). Asimismo, esta técnica aún no ha sido empleada para examinar la dinámica de corto plazo y se limita su aplicación después de un evento de humedecimiento en el ecosistema (Williams *et al.*, 2004). Se espera que con el avance de las mediciones continuas de vapor atmosférico usando espectroscopía láser se logre avanzar en el conocimiento de la

variabilidad isotópica de los componentes de la ET (Good *et al.*, 2012).

Conclusiones

Con el análisis isotópico del agua en diferentes reservorios en el ecosistema (planta, suelo y atmósfera), utilizando gráficos de mezcla isotópica de vapor (gráficos de Keeling), es posible conocer las contribuciones relativas de la transpiración de la vegetación (T) y la evaporación del suelo (Es) a la evapotranspiración (ET) del ecosistema. Esta partición es posible debido a que δ_{Es} y δ_T y los valores de mezcla de la δ_{ET} presentan firmas isotópicas diferentes que permiten un balance de masas. En el matorral semiárido de Sonora, la partición de la ET indicó que en un día de verano lluvioso en este ecosistema alrededor del $86 \pm 21\%$ de la ET es aportado por la transpiración en el periodo de la mañana, mientras que por la tarde la contribución por Es y T es similar, cada uno representando cerca del 50% del total de la ET . La estimación por primera vez de la T/ET en este ecosistema sugiere que la influencia de la vegetación en el reciclaje de agua es relevante. Esta información puede aportar elementos para entender mejor la influencia de la variación para predecir los posibles patrones de respuesta de los ecosistemas conforme responden al cambio climático y deja claro que en estudios ecohidrológicos el uso de isótopos estables representa una nueva herramienta para la aportación de conocimiento en relación con el ciclo hidrológico en el ecosistema.

Agradecimientos

La realización del presente trabajo fue posible gracias al financiamiento del proyecto Conacyt (CB2009-132188), PROMEP ITSON-503 y PROFAPI-ITSON 2013. Estamos sinceramente agradecidos con los estudiantes que ayudaron a colectar las muestras y datos durante la campaña de campo 2007; en especial a Lluvia Vargas por su aportación en el cálculo de W para la ecuación (4). Finalmente el agradecimiento a Conacyt por su apoyo en la beca de posgrado 232184 otorgada a Tonantzin Tarin.

Recibido: 15/08/12
Aceptado: 28/08/13

Referencias

- ADAMS, D.K. and COMRIE, A.C. The North American Monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society*. Vol. 78, No. 10, 1997, pp. 2197-2213.
- BALDOCCHI, D., FALGE, E., GU, L., OLRSO, R., HOLLINGER, D., RUNNING, S., ANTHONI, P., BERNHOFER, CH., DAVIS, K., EVANS, R., FUENTES, J., GOLDSTEIN, A., KATUL, G., LAW, B., LEE, X., MALHI, Y., MEYERS, T., MUNGER, W., OECHEL, W., PAW, U.K., PILEGAARD, K., SCHMID, P., VALENTINI, R., VERMA, S., VESALA, T., WILLSON, K., and WOFSY, S. FLUXNET: A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor, and Energy Flux Densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*. Vol. 82, No. 11, 2001, pp. 2415-2434.
- BALDOCCHI, D.D. Assessing the Eddy Covariance Technique for Evaluating Carbon Dioxide Exchange Rates of Ecosystems: Past, Present And Future. *Global Change Biology*. Vol. 9, 2003, pp. 479-492.
- BIJJOOR, N.S., PATAKI, D.E., ROCHA, A.V., and GOULDEN, M.L. The Application of $\delta^{18}\text{O}$ and δD for Understanding Water Pools and Fluxes in a *Typha* Marsh. *Plant, Cell & Environment*. Vol. 34, No. 10, 2011, pp. 1761-1775.
- BOND, B.J., MEINZER, F.C., and BROOKS, J.R. *How Trees Influence the Hydrological in Forest Ecosystems. Hydroecology and Echohydrology: Past, Present and Future*. Ciudad Ltd, Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2007, pp. 7-35.
- BRUNEL, J.P., WALKER, G.R., DIGHTON, J.C., and MONTENY, B. Use of Stable Isotopes of Water to Determine the Origin of Water Used by the Vegetation and to Partition Evapotranspiration. A Case Study from HAPEX-Sahel. *Journal of Hydrology*. Vol. 188, No. 189, 1997, pp. 466-481.
- CAPPA, C.D., HENDRICKS, M.B., DEPALO, D.J., COHEN, R.C. Isotopic Fraction of Water during Evaporation. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 108, 2003, pp. 4525.
- CHAPIN, F.S., MATSON, P.A., and MOONEY, H.A. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer-Verlag, Inc., 2002, pp. 123-149.
- CRAIG, H. and GORDON, L.I. Deuterium and Oxygen-18 Variations in the Ocean and the Marine Atmosphere. In: Tongiori, E. (Ed.). *Proceedings of the Conference on Stable Isotopes in Oceanographic Studies and Paleotemperatures*. Laboratory of Geology and Nuclear Science, Pisa, 1965, pp. 9-130.
- DOGMANN, G., NORNBERG, H.W., FORSTEL, H., and WAGENER, K. On the Enrichment of H_2^{18}O in the Leaves of Transpiring Plants. *Radiat Environmental Biophysics*. Vol. 60, 1974, pp. 41-52.
- DOMINGUEZ, F., KUMAR, P., and VIVONI, E.R. Precipitation Recycling Variability and Ecoclimatological Stability- A Study using NARR Data. Part II: North American Monsoon Region. *Journal of Climate*. Vol. 21, No. 20, 2008, pp.5187.
- EHLERINGER, J.R., RODEN, J., and DAWSON, T.E. *Assessing Ecosystem-Level Water Relations through Stable Isotope Ratio Analyses. Methods in Ecosystem Science*. New York: Springer, 2000, pp. 181-198.
- FARQUHAR, G.D. and CERNUSAK, L.A. On the Isotopic Composition of Leaf Water in the Non-Steady State. *Functional Plant*. Vol. 32, 2005, pp. 293-303.
- FERRETTI, D.F., PENDALL, E., MORGAN, J.A., NELSON, J.A., LECAIN, D., and MOSIER, A.R. Partitioning Evapotranspiration Fluxes from a Colorado Grassland Using Stable Isotopes: Seasonal Variations and Ecosystem Implications of Elevated Atmospheric CO_2 Ratio. *Plant and Soil*. Vol. 254, 2003, pp. 291-303.
- GOOD, S., SODERBERG, K., WANG, L., and CAYLOR, K. Uncertainties in the Assessment of the Isotopic Composition of Surface Fluxes: A Direct Comparison of Techniques using Laser-Based Water Vapor Isotope Analyzers. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 117, 2012, D1530, doi:10.1029/2011JD017168.
- GRIFFIS, T.I. Tracing the Flow of Carbon Dioxide and Water Vapor between the Biosphere and Atmosphere: A Review of Optical Isotope Techniques and their Application. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 174, No. 175, 2013, pp 85-109.
- HELLIKER, B.R., RODEN, J.S., COOK, C., EHLERINGER, J.R. A Rapid and Precise Method for Samplig and Determining the Oxygen Isotope Ration of Atmospheric Water Vapor. *Rapad. Comun. Mass Spectr.* Vol. 16, 2002, pp.929-932.
- JUNG, M., REICHSTEIN, M., CIAIS, P., SENEVIRATNE, S., SHEFFIELD, J., GOULDEN, M.L., BONAN, G., CESCATTI, A., CHEN, J., JEU, R., DOLMAN, J., EUGSTER, W., GERTEN, D., GIANELLE, D., GOBRON, N., HEINKE, J., KIMBALL, J., LAW, B.E., MONTAGNANI, L., MU, , MUELLER, B., OLESON, K., PAPALE, D., RICHARDSON, A.D., ROUPSARD, O., RUNNING, S., TOMELLERI, E., VIOVY, N., WEBER, U., WILLIAMS, C., WOOD, W., ZAEHLE, S., and ZHANG, K. Recent Decline in the Global Land Evapotranspiration Trend due to Limited Moisture Supply. *Nature*. Vol. 467, 2010, pp. 951-954.
- KONUKCU, F., ISTANBULLUOGLU, A., and KOCAMAN, I. Determination of Water Content in Drying Soils: Incorporating Transition from Liquid Phase to Vapor Phase. *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 42, 2004, pp. 1-8.
- LAI, C.T., EHLERINGER, J.R., BOND, B.J., and PAW, U.K.T. Contributions of Evaporation, Isotopic Non-Steady State Transpiration and Atmospheric Mixing on the $\delta^{18}\text{O}$ of

- Water Vapor in Pacific Northwest Coniferous Forests. *Plant, Cell and Environment Ltd.* Vol. 29, No. 1, 2005, pp. 77-94.
- LAWRENCE, D.M., OLESON, K.W., FLANNER, M.G., THORNTON, P.E., SWENSON, S.C., LAWRENCE, P.J., ZENG, X., YANG, Z.L., LEVIS, S., SAKAGUCHI, K., BONAN, G.B., and SLATER, A.G. Parameterization Improvements and Functional and Structural Advances in Version 4 of the Community Land Model. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems.* Vol. 3, 2011, doi: 10.1020/2011MS000045.
- MAJOUBE, M. Fractionnement en oxygène-18 et en deutérium entre l'eau et sa vapeur. *J. of. Chim. Phys.* Vol. 68, 1971, pp. 1423-1436.
- MANZONI, S., VICO, G., PORPORATO, A., KATUL, G. Biological Constraints on Water Transport in the Soil-Plant-Atmosphere System. *Advances in Water Resources.* Vol. 51, 2013, pp. 292-304.
- MÉNDEZ-BARROSO, L.A., VIVONI, E.R., ROBLES-MORUA, A., YEPEZ, E.A., RODRIGUEZ, J.C., WATTS, C.J., GARATUZA-PAYAN, J., and SAIZ-HERNANDEZ, J.A. A Modeling Approach Reveals Differences in Evapotranspiration and its Partitioning in Two Semiarid Ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research.* Vol. 15, 2014, doi:10.1002/2013WR014838.
- MONCRIEFF, J.B., JARVIS, P.G., VALENTINI, R., CANOPY FLUXES. In SALA, O.E., JACKSON, R.B., MOONEY, H.A., HOWARTH, R.W. (Editors). *Methods in Ecosystem Science.* New York: Springer-Verlag, 2000, pp. 161-180.
- MOREIRA, M., STERNBERG, L., MARTINELLI, L., VICTORIA, R.L., BARBOSA, E.M., BONATES, L.C.M., and NEPSTAD, D.C. Contribution of Transpiration to Forest Ambient Vapor based on Isotopic Measurements. *Global Change Biology.* Vol. 3, No. 5, 1997, pp. 439-450.
- NEWMAN, B.D., WILCOX, B.P., ARCHER, S.R., BRESHEARS, D.D., DAHM, C.N., DUFFY, C.J., McDOWELL, N.G., PHILLIPS, F.M., SCANLON, B.R., and VIVONI, E.R. Ecohydrology of Water-Limited Environments: A Scientific Vision. *Water Resources Research.* Vol. 42, No. 6, 2006, pp. 1-15.
- NOBEL, P.S. *Physicochemical and Environmental Plant Physiology.* 4th Edition. San Diego: Academic Press, 2009.
- PATAKI, D.E., EHLLERINGER, J.R., FLANAGAN, L.B., YAKIR, D., BOWLING, D.R., STILL, C.J., BUCHMANN, N., KAPLAN, J.O., and BERRY, J.A. The Application and Interpretation of Keeling Plots in Terrestrial Carbon Cycle Research. *Global Biogeochemical Cycles.* Vol. 17, No. 1, 2003, pp. 1-14.
- PHILLIPS, D.L. and GREGG, J.W. Uncertainty in Source Partitioning using Stable Isotopes. *Oecologia.* Vol. 127, 2001, pp. 171-179.
- PLAUT J.A., YEPEZ, E.A., HILL, J., PANGLE, R., JOHNSON, J., SPERRY, J.S., POCKMAN, W.T., and McDOWELL, N.G. Hydraulic Limits on Water Use under Experimental Drought in a Piñon-Juniper Woodland. *Plant Cell & Environment.* Vol. 9, 2012, pp. 1601-1617.
- POCKMAN, W.T. and SPERRY, J.S. Vulnerability to Xylem Cavitation and the distribution of Sonora Desert Vegetation. *American Journal of Botany.* Vol. 87, No. 9, 2000, pp. 1287-1299.
- RAZ-YASEEF, N., ROTENBER, E., and YAKIR, D. Effect of Spatial Variations in Soil Evaporation caused by Tree Shading on Water Flux Partitioning in a Semi-Arid Pine Forest. *Agricultural and Forest Meteorology.* Vol. 150, No. 1, 2010, pp. 454-462.
- REYES-GARCIA, C., ANDRADE, J.L., SIMÁ, J.L., US-SANTAMARIA, R., and JACKSON, P.C. Sapwood to Heartwood Ratio Affects Whole-Tree Use in Dry Forest Legume and Non-Legume Trees. *Trees*, 2012, doi: 10.1007/s00468-012-0708-5.
- ROTHFUSS, Y., BIRON, P., BRAUD, I., CANALE, L., DURAND, J.L., GAUDET, J.D., RICHARD, P., VAUCLIN, M., and BARIAC, T. Partitioning Evapotranspiration Fluxes Into Soil Evaporation and Plant Transpiration Using Water Stable Isotopes under Controlled Conditions. *Hydrological Processes.* Vol. 24, No. 22, 2010, pp. 3177-3194.
- SHARP, Z. *Principles of Stable Isotope Geochemistry.* USA: Pearson Prentice Hall TM, 2007.
- SUTANTO, S.J. Partitioning of Evaporation into Transpiration, Soil Evaporation and Interception: A Combination of Hydrometric Measurements and Stable Isotope Analyses. *Hydrology and System Sciences Discussion.* Vol. 9, 2012, pp. 3657-3690.
- VARGAS, R., LOESCHER, H.W., ARREDONDO, T., HUBER-SANNWALD, E., LARA-LARA, R., and YEPEZ, E.A. Opportunities for Advancing Carbon Cycle Science in Mexico: Towards a Continental Scale Understanding. *Environmental Science and Policy.* Vol. 21, 2012, pp. 84-93.
- VARGAS, R., YÉPEZ, E.A., ANDRADE, J.L., ANGELES, G., ARREDONDO, T., CASTELLANOS, A.E., GARATUZA-PAYAN, J., GONZÁLEZ DEL CASTILLO, E., OECHEL, W., RODRÍGUEZ, J.C., SÁNCHEZ-AZOFÉIFA, A., VIVONI, E.R., and WATTS, C.J. Progress and Opportunities for Measurements of Water and Greenhouse Gas Fluxes in Mexican Ecosystems: MexFlux. *Atmosfera.* Vol. 26, No. 3, 2013, pp. 84-93.
- VIVONI, E.R., MORENO, H.A., MASCARO, G., RODRIGUEZ, J.C., WATTS, C.J., GARATUZA-PAYAN, J., and SCOTT, R.L. Observed Relation between Evapotranspiration and Soil Moisture in the North American Monsoon Region. *Geophysical Research Letters.* Vol. 35, 2008, L22403.
- VIVONI, E.R. Spatial Patterns, Processes and Predictions in Ecohydrology: Integrating Technologies to Meet the Challenge. *Ecohydrology.* Vol. 5, No. 3, 2012a, pp. 235-241.
- VIVONI, E.R. Diagnosing Seasonal Vegetation Impacts on Evapotranspiration and its Partitioning at the Catchment Scale during SMEX04-NAME. *Journal of Hydrometeorology.* Vol. 13, 2012b, pp. 1631-1638.

- WANG, L., CAYLOR, K.K., VILLEGAS, J.C., BARRON-GAFFORD, G.A., BRESHEARS, D.D., HUXMAN, T.E. Partitioning Evapotranspiration Across Gradients of Woody Plant Cover: Assessment of a Stable Isotope Technique. *Geophysical Research Letters*. Vol. 37, No. 9, 2010, pp. 1-7.
- WANG, K. and DICKINSON, R.E. A Review of Global Terrestrial Evapotranspiration: Observation, Modeling, Climatology, and Climatic Variability. *Reviews of Geophysics*. Vol. 50, 2012, RG2005, doi: 10.1029/2011RG000373.
- WANG, X.F. and YAKIR, D. Using Stable Isotopes of Water in Evapotranspiration Studies. *Hydrological Processes*. Vol. 15, No. 8, 2000, pp. 203-1421.
- WATTS, C.J., SCOTT, R.L., GARATUZA-PAYAN, J., RODRIGUEZ, J.C., PRUEGER, J.H., KUSTAS, W.P., and DOUGLAS, M. Changes in Vegetation Condition and Surface Fluxes during NAME 2004. *Journal of Climate*. Vol. 20, No. 9, 2007, pp. 1810-1820.
- WENNINGER, J., BEZA, D.T., and UHLENBROOK, S. Experimental Investigations of Water Fluxes within the Soil-Vegetation-Atmosphere System: Stable Isotope Mass-Balance Approach to Partition Evaporation and Transpiration. *Physics and Chemistry of the Earth. Parts A/B/C*. Vol. 35, No. 13-15, 2010, pp. 565-570.
- WEST, A.G., PATRICKSON, S.J., and EHLERINGER, J.R. Water Extraction Times for Plant and soil Materials used in Stable Isotope Analysis. *Rapid Communication in Mass Spectrometry*. Vol. 20, 2006, pp. 1317-1321.
- WILCOX, B.P., SEYFRIED, M.S., and BRESHEARS, D.D. The Water Balance on Rangelands. In B.A. Stewart and T.A. Howell (editors). *Encyclopedia of Water Science*. New York: Marcel Dekker, 2003, pp. 791-794.
- WILLIAMS, D.G., CABLE, W., HULTINEK, K., HOEDJESC, J.C.B., YEPEZ, E.A., SIMONNEAUXA, V., ER-RAKID, S., BOULETA, G., BRUINC, DE H.A.R., CHEHOUNIA, A., HARTOGENISC, O.K., and TIMOUKA, F. Evapotranspiration Components Determined by Stable Isotope, Sap Flow and Eddy Covariance Techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 125, No. 3-4, 2004, pp. 241-258.
- WILSON, K.B., HANSON, P.J., MULHOLLAND, P.J., BALDOCCHI, D.D., and WULLSCHLEGER, S.D. A Comparison of Methods for Determining Forest Evapotranspiration and its Components: Sap-flow, Soil Water Budget, Eddy Covariance and Catchment Water Balance. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 106, 2001, pp. 153-158.
- XIAO, W., LEE, X., WEN, X., SUN, X., and ZHANG, S. Modeling biophysical Control Son Canopy Foliage Water ^{18}O Enrichment in Wheat and Corn. *Global Change Biology*. 2012, doi: 10.1111/j.1365-248X.2012.02648.x.
- XU, Z., YANG, H., LIU, F., AN, S., CUI, J., WANG, Z., and LIU, S. Partitioning Evapotranspiration Flux Components in a Subalpine Shrubland based on Stable Isotopic Measurements. *Botanical Studies*. Vol. 49, 2008, pp. 351-361.
- YAMANAKA, T. and TSUNAKAWA, A. Isotopic Signature of Evapotranspiration Flux and its use for Partitioning Evaporation/Transpiration Components. *Water*. Vol. 3, 2007, pp. 11-21.
- YAKIR, D. and STERNBERG, L.S. The Use of Stable Isotopes to Study Ecosystem Gas Exchange. *Oecologia*. Vol. 123, 2000, pp. 297-311.
- YEPEZ, E.A., WILLIAMS, D.G., SCOTT, R.L., and LIN, G. Partitioning Overstory and Understory Evapotranspiration in a Semi-Arid Wood-Land Ecosystem from the Isotopic Composition of Water Vapor. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 119, 2003, pp. 53-68.
- YEPEZ, E.A., HUXMAN, T.E., IGNACE, D.D., ENGLISH, N.B., WELTZIN, J.F., CASTELLANOS, A.E., and WILLIAMS, D.G. Dynamics of Transpiration and Evaporation following a Moisture Pulse in Semiarid Grassland: A Chamber-Based Isotope Method for Partitioning Flux Components. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 132, No. 3-4, 2005, pp. 359-376.
- YEPEZ, E.A., SCOTT, R.L., CABLE, W.L., and WILLIAMS, D.G. Intraseasonal Variation in Water and Carbon Dioxide Flux Components in a Semiarid Riparian Woodland. *Ecosystems*. Vol. 10, 2007, pp. 1100-1115.
- YEPEZ, E.A. and WILLIAMS, D.G. *Precipitation Pulses and Ecosystem Carbon and Water Exchange in Arid and Semi-Arid Environments. Perspectives in Biophysical Plant Ecophysiology: A Tribute to Park S. Nobel*. México, DF: UNAM, 2009, pp. 337-361.
- ZHAO, Y., PETH, S., HALLETT, P., WANG, X., GIESE, M., GAO, Y., and HORN, R. Factors Controlling the Spatial Patterns of Soil Moisture in a Grazed Semi-Arid Steppe Investigated by Multivariate Geostatistics Group. Vol. 48, 2011, pp. 36-48.

Dirección institucional de los autores

Mtra. Tonantzin Tarin

Dr. Enrico A. Yépez

Dr. Jaime Garatuza-Payán

Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente

Instituto Tecnológico de Sonora

5 de Febrero 818 Sur, Colonia Centro

85000 Ciudad Obregón, Sonora, México

Teléfono: +52 (644) 4100 900, extensiones 2107, 1328

tonantzin.tarin@gmail.com

enrico.yepez@itson.edu.mx

jaime.garatuza@itson.edu.mx

Dr. Christopher J. Watts

Departamento de Física
Universidad de Sonora
Blvd. Encinas y Rosales, Colonia Centro
83000 Hermosillo, Sonora, MÉXICO
Teléfono: +52 (662) 2592 108
cwatts@correo.fisica.uson.mx

Dr. Enrique R. Vivoni

Dr. Luis A. Méndez-Barroso

School of Earth and Space Exploration
Arizona State University
Tempe, AZ 85287, USA
Teléfono: +1 (480) 727 3575
vivoni@asu.edu
luis.mendez-barroso@asu.edu

Dr. Julio C. Rodríguez

Departamento de Agricultura y Ganadería
Universidad de Sonora
Blvd. Encinas y Rosales, Colonia Centro
83000 Hermosillo, Sonora, MÉXICO
Teléfono: +52 (662) 2130 954
Fax: +52 (662) 2138 006



Haga clic aquí para escribir al autor

REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA HARINERA DE PESCADO EMPLEANDO BIOPOLÍMEROS

• Dulce María Arias-Lizárraga* • Evaristo Méndez-Gómez •

Instituto Tecnológico de Mazatlán, México

*Autor de correspondencia

Resumen

ARIAS-LIZÁRRAGA, D.M. & MÉNDEZ-GÓMEZ, E. Remoción de sólidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolímeros. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 115-123.

La industria productora de harina de pescado Maz Industrial S.A. de C.V. ubicada en Mazatlán, Sinaloa, México, vierte sus aguas residuales hacia el estero de Urías con una alta carga de materia orgánica, que contiene proteínas, grasas y aceites, lo cual, además del impacto ambiental que ocasiona, representa una pérdida económica por no recuperarla, llegando a desperdiciar hasta 11.44 t d^{-1} , que puede retornarse a la producción. A fin de evaluar la remoción de materia orgánica en la fase de pretratamiento de dichas aguas residuales, se hicieron pruebas de coagulación, floculación y sedimentación, utilizando polímeros orgánicos naturales e inocuos; quitosán como coagulante primario, y alginato de sodio y ácido tánico como ayudantes de coagulación aniónicos. Con la mezcla de 300 mg l^{-1} de quitosán con 20 mg l^{-1} de alginato de sodio se logró una remoción de 91.84% de sólidos suspendidos totales (SST) y 90.83% de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y con la mezcla 200 mg l^{-1} de quitosán con 20 mg l^{-1} de ácido tánico se obtuvieron remociones del 97.78% de SST y 97.79% de SSV. Con las eficiencias de remoción conseguidas en esta investigación y tomando en cuenta que el precipitado sedimentado con el empleo de estos biopolímeros no es tóxico, es posible escalar la recuperación de la materia orgánica en el ámbito industrial, para retornarla hacia el tren de elaboración de harina de pescado, facilitar el tratamiento biológico convencional del remanente de materia orgánica en el agua residual pretratada y reducir el impacto ambiental que ocasiona la descarga con alta carga orgánica.

Palabras clave: remoción, industria harinera de pescado, coagulación, quitosán, ácido tánico, alginato de sodio.

Abstract

ARIAS-LIZÁRRAGA, D.M. & MÉNDEZ-GÓMEZ, E. *Removal of Solids from Wastewater from the Fishmeal Industry*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 115-123.

The fishmeal company Maz Industrial S.A. de C.V., located in Mazatlán, Sinaloa, Mexico pours its wastewater into the Urías estuary. This effluent has a high organic matter load and contains proteins, fats and oils, resulting in an environmental impact and economic loss from not being reused. As much as 11.44 t d^{-1} which could be reused in production is wasted. In order to evaluate the removal of organic matter during the pre-treatment phase of these wastewaters, coagulation, flocculation and sedimentation tests were conducted using natural and innocuous organic polymers, chitosan as a primary coagulant and sodium alginate and tannic acid to assist in anionic coagulation. With 300 mg l^{-1} of chitosan and 20 mg l^{-1} of sodium alginate, 91.84% of total suspended solids (TSS) was removed and 90.83% of volatile suspended solids (VSS). With 200 mg l^{-1} of chitosan and 20 mg l^{-1} of tannic acid, 97.78% TSS was removed and 97.79% of volatile suspended solids (VSS). Given the removal efficiencies obtained in this investigation and considering that the precipitate recovered using these biopolymers is not toxic, it is possible to scale the recovery of organic matter to the industry level for reuse in the production of fishmeal, facilitate conventional biological treatment of the organic matter remaining in the pretreated wastewater and reduce the environmental impact of discharges with a high organic load.

Keywords: Removal, fishmeal industry, coagulation, chitosan, tannic acid, sodium alginate.

Introducción

La industria productora de harina de pescado en Mazatlán, Sinaloa, México, utiliza como

materia prima sardina, anchoveta, restos de atún, tilapia, berrugata, otros peces y desperdicios de camarón, insumos que una vez procesados obtienen por cada 1 000 kg de

materia prima, 212 kg de harina de pescado, 108 kg de aceite y 680 kg que son vertidos en las aguas residuales (Cabrera, 2002). Los desechos resultantes de la producción de harina de pescado son de los más cuestionadas en materia ambiental por la alta contaminación que generan (Galarza *et al.*, 2001). Durante el proceso de elaboración se obtienen diferentes efluentes de aguas residuales, como agua de bombeo usualmente salobre, sanguaza, agua de cola, condensados y agua de enfriamiento (Cabrera, 2002; Méndez, 2009), efluentes que contienen altas cantidades de proteínas, grasas y aceites, que finalmente son desechados con un pobre o nulo tratamiento, y vertidos hacia los cuerpos receptores, como en el caso de la planta productora de harina de pescado Maz Industrial, S.A. de C.V., objeto de este estudio, donde los residuos líquidos terminan en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, en donde causan alteraciones tanto en la columna de agua como en el sedimento, y desequilibrios físicos, químicos, biológicos y ecológicos (Ahumada *et al.*, 2004). Entre las características del agua que afectan el cuerpo receptor destacan cambios en la salinidad, disminución del O_2 disuelto, incremento de la demanda bioquímica de O_2 (DBO₅), aumento de nutrientes, alta carga de sulfuros y amonio, y subida de la temperatura; con todo ello se generan fenómenos de eutrofificación, que llevan a la muerte de los organismos del bentos, plancton y necton (Pacheco *et al.*, 2009).

El tratamiento de las aguas residuales, incluyendo las producidas por la industria de la harina del pescado, se realiza de manera usual en tres etapas:

1. Pre-tratamiento. Etapa en la cual se remueven los sólidos sedimentables y suspendidos mediante el empleo de cribas, desarenadores, sedimentadores, trampas de grasas y aceites, flotación y, algunas veces, sedimentación auxiliada con coagulación-flocculación. Este último proceso es comúnmente utilizado para aumentar la sedimentación de partículas suspendidas.

2. Etapa de tratamiento secundario. Por lo general se aplican procesos del tipo biológico, los cuales tienen en común usar microrganismos que emplean las sustancias orgánicas contaminantes como alimento (Sumathi, 2004), aunque también se puede aprovechar la digestión química o física, pero la aplicación de estas dos últimas alternativas va acompañada de la generación de nuevos residuos contaminantes.
3. Etapa de tratamiento terciario. Se pueden aplicar diversos procesos químicos, electroquímicos, físicos o biológicos, todos ellos implementados para remover los remanentes de sustancias no tratadas en la fase secundaria e incluso recalcitrantes (Rodríguez *et al.*, 2006).

El proceso de coagulación y flocculación aplicado de forma usual en el pretratamiento consiste en la desestabilización de las partículas suspendidas, provocando colisión entre ellas, adhesión, incremento de tamaño, aglutinación, aumento de densidad y, como consecuencia, sedimentación. Una vez sedimentadas las partículas, pueden ser removidas con facilidad (Metcalf, Eddy, Inc., 2003). Existe una amplia variedad de sustancias orgánicas e inorgánicas que pueden usarse como coagulantes y flocculantes en el pretratamiento de las aguas residuales, siendo el alumbre (sulfato de aluminio) y las sales de hierro (cloruro férrico) las más utilizados. En el caso de las sustancias inorgánicas, los polímeros sintéticos (usualmente poliacrilamidas) son los más empleados, debido a su fácil obtención en el mercado y bajo costo (Lafleur *et al.*, 2008); sin embargo, cuando se emplean estas sustancias, el sedimento obtenido se convierte en tóxico, como ocurre con el uso de las sales de aluminio (sulfato de aluminio) y sales de hierro (cloruro férrico), lo cual impide el aprovechamiento de la materia orgánica sedimentada, ya que al recuperarla y retornarla al proceso de elaboración de harina, y luego con su adición directa o indirecta en los alimentos, puede

provocar cáncer en los animales alimentados con harinas que contengan tales sustancias (ATSDR, 2008), acumular el metal en la cadena trófica y favorecer el desarrollo de Alzheimer en el humano (Fuentes *et al.*, 2008; Linn *et al.*, 2008). Por otra parte, si la materia orgánica no se aprovecha y es dispuesta en los cuerpos receptores, se vuelve un problema de contaminación ambiental y una pérdida económica para la industria al desperdiciarla.

Una buena alternativa de sustitución del uso de polímeros tóxicos empleados actualmente para la sedimentación de la materia orgánica contenida en este tipo de aguas puede ser sustituirlos con polímeros naturales derivados de la quitina como el quitosán (poli [B-(1,4)-2-amino-2-desoxi-D-glucopiranosa]), sustancia que se encuentra en forma abundante en los animales artrópodos, entre ellos los crustáceos y, en particular, los camarones (Mohd *et al.*, 2008). El quitosán posee características catiónicas, por lo que sus moléculas se unen a la superficie cargada negativamente a través de uniones iónicas o por puentes de hidrógeno (Mohd y Puteh, 2007), debido a esta característica ha sido ampliamente utilizada como coagulante (Mohd *et al.*, 2008), es inocuo y biodegradable; comercialmente se obtiene de la desacetilización de la quitina extraída del caparazón de los camarones. Otro polímero natural muy conocido y manejado de forma industrial es el alginato de sodio, poli electrolito aniónico extraído de algunas especies de algas pardas (Aguilar *et al.*, 2002), principalmente a partir de los géneros *Ascophyllum*, *Laminaria* (Europa), *Lessonia* (América del Sur), *Ecklonia* (Sudáfrica), *Durvillaea* (Australia y Chile) y *Macrocystis* (California y Baja California) (McHugh, 2002). El alginato de sodio se considera carente de toxicidad y con un gran número de aplicaciones tanto en la industria farmacéutica como alimentaria, además de ser eficiente en los procesos de floculación de partículas suspendidas en soluciones acuosas, por lo que se aplica con frecuencia en el pretratamiento de las aguas residuales (Kirchmer *et al.*, 1975). Otro grupo de polímeros

naturales no tóxicos que se emplean en bajas concentraciones son los taninos, sustancias del tipo polifenoles, producidas por las plantas superiores y que tienen la habilidad de formar complejos coagulantes con proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos y esteroides (Marroquín, 2008), por lo que han recibido mucha atención para ser empleados también en el tratamiento de las aguas residuales debido a su comportamiento aniónico en solución y alta capacidad para coagular, flocular y sedimentar (Linn *et al.*, 2008).

El quitosán, los alginatos y los taninos, además de tener la característica de ser inocuos, biodegradables y contar con un gran número de aplicaciones, tienen en común sus posibles usos como coagulantes y floculantes en aguas con residuos orgánicos e inorgánicos, y por ello se han empleado de manera amplia en el pretratamiento de las descargas de aguas residuales industriales; en envasado de alimentos (Roussy *et al.*, 2005); producción de aceite de palma (Sumathi, 2004; Mohd y Puteh, 2007); como textiles (Mohd *et al.*, 2008); en elaboración de papel (Linn *et al.*, 2008); en la industria petrolera (Razali *et al.*, 2010); en procesadoras de alimentos (Bough y Landes, 1979; Markham *et al.*, 1990), y en la industria pesquera (Wibowo *et al.*, 2006; Pacheco *et al.*, 2009; Méndez, 2009), en donde los sedimentos obtenidos no agregan toxicidad.

En esta investigación se planteó evaluar la factibilidad de tratar el efluente de la industria de la harina de pescado empleando polímeros orgánicos inocuos y biodegradables como el quitosán.

La contribución posterior a este estudio radica en la factibilidad económica que brindaría el aprovechamiento integral de las cáscaras de camarón utilizadas en grandes cantidades en este tipo de empresas. A partir de éstas se puede producir el quitosán, el cual, al usarlo en bajas cantidades, permite comercializar el excedente y así adquirir el ayudante de coagulación, ya sea alginato de sodio o ácido tánico.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de remoción de sólidos

suspendidos totales y volátiles, aplicando quitosán como coagulante primario y alginato de sodio o ácido tánico como auxiliares de la coagulación en el pretratamiento de las aguas residuales de la industria de la harina de pescado.

Metodología

Se valoró la capacidad del quitosán combinado con alginato de sodio o con ácido tánico para lograr la coagulación y sedimentación de la materia orgánica contenida en las aguas residuales procedentes de la industria harinera de pescado Maz Industrial, S.A. de C.V., a las cuales se les controló el pH a 6.5 con hidróxido de sodio 5 M o ácido clorhídrico 5 M, y la temperatura a 42 °C (Mohd y Puteh, 2007).

Primero se determinó la dosis óptima de coagulante (quitosán) mediante la medición del tamaño de flóculo, ya que es un determinante en la eficiencia de sedimentación de partículas suspendidas. Si ocurre una sobredosificación tanto el coagulante como las partículas se vuelven a estabilizar, causando una floculación deficiente (Linn *et al.*, 2008).

Para evaluar el tamaño del flóculo, se ensayaron dosis de quitosán de 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg l⁻¹ en un aparato de prueba de jarras convencional (Phipps & Bird, Inc.) de seis plazas, utilizando muestras homogenizadas de un litro de agua residual tomadas de la empresa Maz Industrial. La muestra con el coagulante se mezcló por rotación a una velocidad de 250 rpm durante dos minutos, seguido de un mezclado lento con una rotación de 30 rpm durante tres minutos, según la técnica modificada de Roussy *et al.* (2005), Mohd y Puteh (2007), Mohd *et al.* (2008), Linn *et al.* (2008) y Méndez (2009); por último se tomó una alícuota que se colocó en un porta objetos excavado y se midió el tamaño de los flóculos con la ayuda de un microscopio compuesto binocular, utilizando el lente objetivo de 25X y lente ocular de 10X, este último provisto con micrómetro ocular de 1 000 μ (Méndez, 2009).

Al terminar este análisis, los datos se sometieron a una valoración estadística de

normalidad (Lilliefors) y homocedasticidad (Bartlett), para posteriormente realizar un análisis de varianza de una vía para determinar si se presentaron o no diferencias significativas entre los flóculos formados al aplicar las diferentes dosis de quitosán, para por último aplicar un análisis *a posteriori* de Tukey (Zar, 1984).

Después de obtener la dosis óptima de coagulante (quitosán), se valoró la eficiencia de coagulación, floculación y sedimentación de la materia orgánica, utilizando las mezclas de quitosán-alginato de sodio y quitosán-ácido tánico. Los ensayos se realizaron en un aparato de prueba de jarras de la marca Phipps & Bird, Inc., con seis plazas, donde el agua residual y la dosis seleccionada de coagulante (quitosán) se mezclaron por rotación a una velocidad de 250 rpm durante dos minutos; al terminar este periodo, se agregaron concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg l⁻¹ del ayudante de coagulación (alginato de sodio o ácido tánico), seguida de un lapso de floculación, con una rotación de 30 rpm durante 30 minutos. Por último se sometieron a un tiempo de reposo sin rotación por 30 minutos, según la técnica modificada de Roussy *et al.* (2005), Mohd y Puteh (2007), Mohd *et al.* (2008), Linn *et al.* (2008) y Méndez (2009). Terminado ese tiempo de reposo se tomaron muestras para medir la cantidad del SST y SSV con la técnica gravimétrica de acuerdo con lo establecido en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001.

Después de determinar los porcentajes de remoción de SST y SSV, a cada ensayo se le realizó una valoración estadística, tomando los porcentajes de remoción como no paramétricos al no ser datos normales, utilizando una significancia de 0.05. Despues se les aplicó un análisis de varianza de dos vías, según el método de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos, con el propósito de determinar si hay diferencias significativas entre las dosis probadas con la mezcla quitosán-alginato de sodio y quitosán-ácido tánico. Cuando presentaron diferencias significativas, se les realizó la prueba de comparaciones múltiples

Student-Newman-Keuls (SNK) para datos experimentales (Zar, 1984).

Resultados y discusión

El agua utilizada en los diferentes ensayos se caracterizó por contener un alto contenido de sólidos, que en promedio fue de $14\,040.22\text{ mg l}^{-1}$ de SST, $12\,665.03\text{ mg l}^{-1}$ de SSV, pH de 6.5 ± 0.1 y temperatura de $42 \pm 0^\circ\text{C}$.

Dosis óptima de quitosán

En la primera serie de experimentos se realizaron seis ensayos de coagulación-flocculación para evaluar el efecto del quitosán en la desestabilización de partículas y formación de flóculos, observando que en las dosis de 200 y 300 mg l^{-1} se obtuvieron los tamaños más grandes de flóculos registrados, con 1.20 y 1.10 mm de diámetro, respectivamente, mientras que al incrementar la dosis a 400, 500 y 600 mg l^{-1} , se observó una reducción en el tamaño del flóculo, llegando a 0.57 mm de diámetro (figura 1).

En los fundamentos teóricos se establece que el modelo gráfico de eficiencia de los polímeros catiónicos, como el quitosán, alcanzan su punto óptimo en un pequeño

rango de concentración (Guidas, 1998), ya que una sobredosificación del polímero causa un efecto negativo en el proceso físico-químico de coagulación-flocculación, afectando el tamaño del flóculo, hecho que coincidió con los resultados de esta investigación, ya que al aumentar la dosis de 200 a 300 mg l^{-1} , se redujo el tamaño del flóculo. A los valores de flocculación obtenidos se les realizó un análisis de varianza entre todas las dosis ensayadas, encontrándose diferencias estadísticas significativas ($P > 0.05$), por lo que se aplicó a la misma información la prueba de Tukey, para determinar entre cuáles dosis hay diferencias, evidenciando que las dosis que presentaron los tamaños de flóculos más grandes (200 y 300 mg l^{-1}) no tenían diferencias significativas ($P > 0.05$), pero al compararlas con las dosis de 100, 400, 500 y 600 mg l^{-1} sí mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) (cuadro 1).

Eficiencia de quitosán-alginato de sodio

Posteriormente, en los ensayos para estudiar la influencia de la variación de concentración del alginato de sodio al ser utilizado como ayudante de coagulación mezclado con 200 mg l^{-1} de quitosán, se observó que los porcentajes de remoción obtenidos con 200 mg l^{-1} de quitosán y 50 mg l^{-1} de alginato de sodio alcanzaron hasta 84.91% en la remoción de los SST y 85.65% en la remoción de los SSV.

Se observó también que tanto en la etapa de mezclado rápido como en la de mezclado lento se formaron flóculos pequeños, los cuales, después de sedimentarlos, formaron un sedimento compacto, además de presentar un incremento en la eficiencia de remoción conforme aumentaba la dosis de alginato de sodio ensayadas desde 10 hasta 50 mg l^{-1} ; sin embargo, al agregar 60 mg l^{-1} , se observó un descenso tanto en el porcentaje de remoción de los SST como en los SSV (figuras 2 y 3).

En seguida se realizó un ensayo utilizando las mismas dosis de alginato de sodio, pero ahora con una concentración de quitosán de 300 mg l^{-1} , observándose la formación de

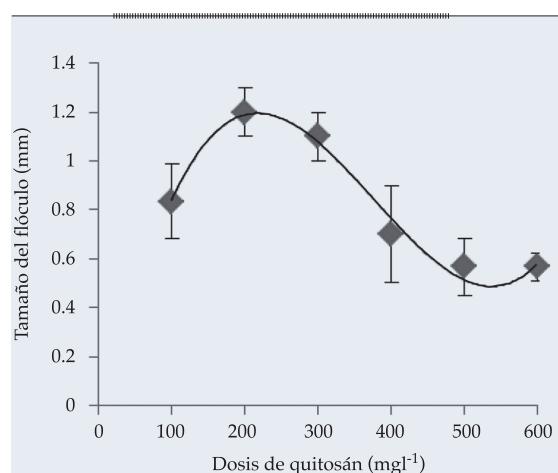


Figura 1. Tamaño del flóculo utilizando diversas dosis de quitosán.

Cuadro 1. Valores de tamaño de flóculo con promedio, desviación estándar y resultados de la prueba de Tukey obtenidos al adicionar quitosán como coagulante-floculante ($\alpha = 95\%$)*.

Dosis de quitosán (mg l ⁻¹)	Tamaño promedio ± desviación estándar (mm)
100	0.83 ± 0.15 ^{bc}
200	1.20 ± 0.10 ^d
300	1.10 ± 0.10 ^d
400	0.70 ± 0.20 ^{ab}
500	0.57 ± 0.12 ^a
600	0.57 ± 0.06 ^a

*Letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$).

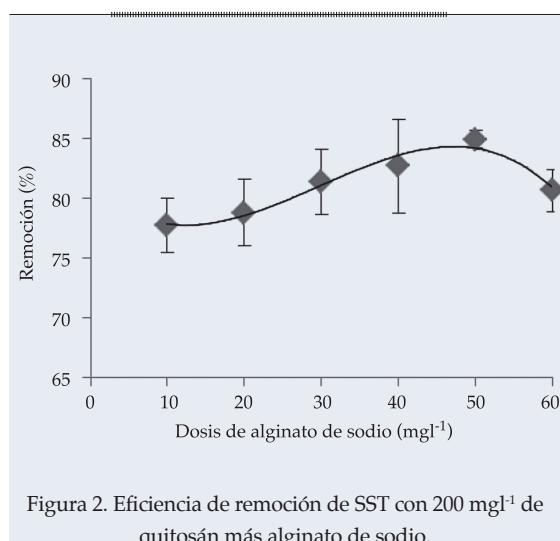


Figura 2. Eficiencia de remoción de SST con 200 mg l⁻¹ de quitosán más alginato de sodio.

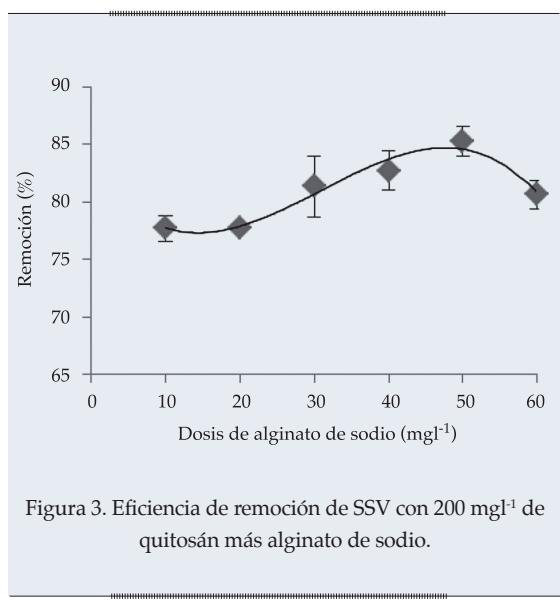


Figura 3. Eficiencia de remoción de SSV con 200 mg l⁻¹ de quitosán más alginato de sodio.

flóculos con tamaño similar a lo obtenido al emplear la dosis de 200 mg l⁻¹ y después del periodo de asentamiento se observó un sedimento compacto en las primeras dosis, teniendo como resultado una remoción del 91.57% de los SST y 90.35% de los SSV, con 300 mg l⁻¹ de quitosán y 10 mg l⁻¹ de alginato de sodio. Con 300 y 20 mg l⁻¹ de alginato, los porcentajes de remoción fueron de 91.84% en los SST y 90.83% de los SSV; sin embargo, al emplear una concentración 30 mg l⁻¹ con los 300 mg l⁻¹, se observó que al terminar el tiempo asignado para la coagulación y floculación, las partículas permanecían aglomeradas, pero sin sedimentar, obteniéndose por lo tanto 0% de remoción; es posible que este fenómeno se relacione con una sobredosificación del polímero alginato de sodio.

Los resultados obtenidos en la remoción de SST y SSV al ensayar con 200 mg l⁻¹ de quitosán y 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg l⁻¹ de ácido tánico registraron una remoción de hasta el 97.78% de los SST y del 97.79% de los SSV (figuras 4 y 5), observándose además la generación de un sedimento con grumos pequeños que compactaban.

Al comparar las remociones de SST y SSV obtenidas con las dos mezclas, quitosán-alginato de sodio y quitosán-ácido tánico, el análisis no-paramétrico de dos vías de Kruskal-Wallis señala que hay diferencias significativas entre las mezclas y en las dosis ($P > 0.05$), además de observarse una interacción entre cada combinación de polímeros con la dosis

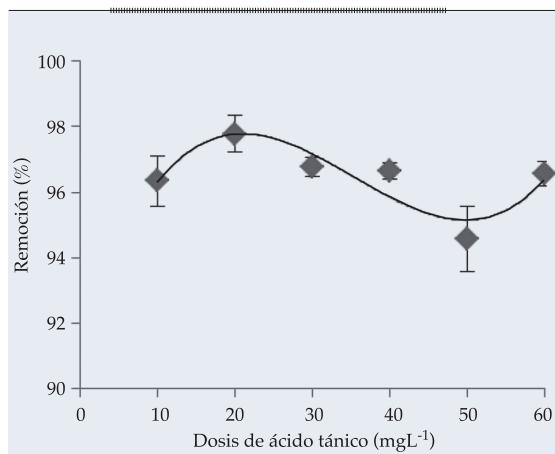


Figura 4. Eficiencia de remoción de SST con la mezcla de 200 mgL^{-1} de quitosán con varias dosis de ácido tánico.

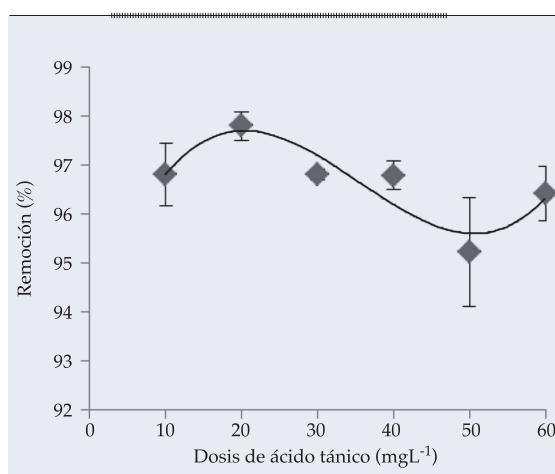


Figura 5. Eficiencia de remoción de SSV con 200 mgL^{-1} de quitosán con varias dosis de ácido tánico.

empleada, lo cual demuestra que la eficiencia en la remoción depende de la concentración de la mezcla de polímeros utilizados. De manera posterior, al hacer la comparación múltiple por medio de prueba SNK en un nivel de significancia del 95%, se obtuvo como resultado que la combinación quitosán-ácido tánico es estadísticamente superior a la mezcla quitosán-alginato ($P > 0.05$) (cuadro 2).

Al comparar de modo directo los porcentajes obtenidos en la remoción de sólidos

suspendidos totales, se observó que con la mezcla quitosán-alginato se llegó a obtener hasta el 92% en la remoción de SST; en cambio, con la mezcla quitosán-ácido tánico, se logró remover hasta un 98% de SST. En ambos casos, la remoción obtenida es superior en eficiencia a la esperada para un pre-tratamiento de coagulación y floculación convencional, para los cuales está pre-estimada una eficiencia máxima de remoción de los SST entre el 70 y 90% (Metcalf, Eddy, Inc., 1991; Fair *et al.*, 1993).

En trabajos previos donde se ha empleado quitosán, alginato o ácido tánico, como en el caso de los resultados reportados por Sumathi (2004), y Mohd y Puteh (2007), se obtuvo hasta el 99% en los sólidos suspendidos totales en la evaluación de la efectividad del quitosán como adsorbente y coagulante en el tratamiento de las aguas residuales de la industria productora de aceite de palma para remover partículas suspendidas; el estudio realizado por Markham *et al.* (1990), donde reportaron hasta el 95% de remoción de SST en las descargas de un rastro, así como lo registrado por Razali *et al.* (2010), quienes evaluaron el uso de quitosán en las aguas residuales de la industria petroquímica para la reducción de los sólidos suspendidos, logrando hasta 95%; estos resultados pueden ser comparados con los obtenidos con la mezcla quitosán-ácido tánico, ya que muestra una eficiencia mayor a la esperada, si se considera la alta carga orgánica inicial, y la alta variabilidad en las características físicas y químicas de las partículas tanto suspendidas como disueltas de los efluentes de la industria productora de harina de pescado.

Al comparar las eficiencias logradas por ambas mezclas ensayadas en esta investigación con otras investigaciones similares en las que reportan el tratamiento de las aguas residuales procedentes de industrias procesadoras de alimentos marinos, éstas señalan una eficiencia inferior, como los resultados de esta investigación con los obtenidos por Méndez (2009), quien señaló que al utilizar 250 mgL^{-1} de quitosán como floculante y 50 mgL^{-1} del coagulante inorgánico cloruro férrico (FeCl_3),

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar de los porcentajes de remoción de SST y SSV obtenidos con las dos combinaciones de polímeros naturales. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$).

Parámetro		Combinación	
		Quitosán-alginato de sodio	Quitosán-ácido tánico
SST	Remoción (%)	80.86 \pm 2.92 _b	96.44 \pm 1.05 _a
	SSV	80.88 \pm 2.91 _b	96.63 \pm 0.83 _a

como auxiliares para la sedimentación de partículas orgánicas contenidas en las aguas residuales de la industria de la harina de pescado, se registró una remoción de hasta el 57% de los sólidos suspendidos totales. En otra investigación similar, realizada por Pacheco *et al.* (2009), se aplicó quitosán y un proceso de centrifugación en los efluentes de las aguas residuales de la industria de harina de pescado en Guaymas, Sonora, y se señala haber logrado una remoción del 58.88% de los sólidos suspendidos totales; en cambio, en esta investigación se logró una eficiencia de remoción entre el 92 y 98% de los SST, al combinar el quitosán con otros polímeros inocuos y biodegradables, posibilitando además el retorno del sedimento formado a la producción de harina de pescado.

Conclusiones

Al evaluar la eficiencia de sedimentación mediante estos polímeros naturales y biodegradables utilizados se logró la remoción experimental de la materia orgánica de hasta el 91.84%, utilizando 300 mg l⁻¹ de quitosán y 20 mg l⁻¹ de alginato de sodio, y 97.78% con la mezcla de 200 mg l⁻¹ de quitosán y 20 mg l⁻¹ de ácido tánico, medido en SST, contenida en las aguas residuales de la industria de la harina de pescado.

El empleo de las sustancias naturales ensayadas en esta investigación, además de evitar los daños ambientales que ocasionan los coagulantes y floculantes inorgánicos o sintéticos, posibilita la recuperación de la materia orgánica hacia el tren de elaboración de harina de pescado, que para el caso del

agua residual de la industria estudiada, Maz Industrial, posibilita la recuperación de hasta el 98% de las 11.44 t d⁻¹ de materia orgánica descargada en el cuerpo receptor, que equivaldría a la recuperación de 283 sacos de harina de pescado de 50 kg cada uno.

Agradecimientos

A la empresa procesadora de harina de pescado Maz Industrial, S.A. de C.V. de Mazatlán, Sinaloa, por facilitar la toma de muestras y el apoyo para la realización de este proyecto.

Recibido: 25/01/13

Aceptado: 27/09/13

Referencias

- AHUMADA, R., RUDOLPH, A., and CONTRERAS, S. Evaluation of Coastal Waters Receiving Fish Processing Waste: Lota Bay as a Case Study. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 90, No. 1-3, 2004, pp. 89-99.
- AGUILAR, M.I., SAENZ, J., LLORENS, M., SOLER, A., y ORTUÑO, J.F. *Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación*. Murcia, España: Universidad de Murcia, 2002, pp. 160-162.
- ATSDR. *Toxicological Profile for Aluminum*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2008, 305 pp.
- BOUGH, W. and LANDES, D. Treatment of Food-Processing Wastes with Chitosan and Nutritional Evaluation of Coagulated by Products. In *Proceedings of the First International Conference on Chitin/Chitosan* (reprinted). Muzzarelli, R.A.A. and Pariser, E.R. (editors), 1979, pp. 218-230.
- CABRERA, C. *Estudio de la contaminación de las aguas costeras en la bahía de Chancay: propuesta de recuperación*. Tesis. Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2002.
- FAIR, M., GEYER, J., and OKUN, D. *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. México, DF: Ed. Limusa-Wiley, S.A., 1993, 764.

- FUENTES, L., CONTRERAS, W., PEROZO, R., MENDOZA, I., y VILLEGAS, Z. Uso del quitosano obtenido de *Litopenaeus schmitti* (Decapoda: Penaeidae) en el tratamiento de agua para consumo humano. *Multiciencias*. Vol. VIII, 2008, pp. 282-283.
- GALARZA, E., GONZÁLEZ, L., y NESTOROVIC, D. *El costo ambiental de hacer negocios en Perú, reporte final. Proyecto Andino de Competitividad*. Quito: Centro de Investigación del Pacífico, 2001.
- GUIDAS, B. *Étude de la performance du chitosane comme coagulant pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité des eaux usées*. Tesis. Montreal: Université de Montreal, National Library of Canada, 1998.
- KIRCHMER, C.J., ARBOLEDA, J.V. y CASTRO, M. *Polímeros naturales y su aplicación como ayudantes de floculación*. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1975.
- LAFLEUR, C., FORTIER, J., KHAROUNE L., et KHAROUNE, M. *Évaluation d'un procédé de coagulation floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles*. Québec: Société de Développement de l'Industrie Maricole Inc. École de Technologie Supérieure, 2008.
- LINN, H., TINT K., and MYA, O. *Treatment of Wastewater in Recycled Paper Industry using Biopolymers. International Conference on Sustainable Development: Issues and Prospects for the GMS*. Myanma: Department of Chemical Engineering, Mandalay Technological University, 2008.
- MARKHAM, W., REID, J., and COFFMAN, G. *Recovery of Fats and Proteins from Food Processing Wastewaters with Alginates*. United States Patent, Patent Number 4993087, 1990.
- MARROQUÍN, A. *Obtención del extracto tánico por maceración dinámica de la corteza de árboles jóvenes de cuatro especies forestales, a nivel laboratorio*. Tesis. Nueva Guatemala de la Asunción: Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Ingeniería, 2008.
- McHUGH, D.J. *Perspectivas para la producción de algas marinas en los países en desarrollo*. FAO Circular de Pesca. Núm. 968. Roma: FAO, 2002, 30 pp.
- METCALF, EDDY, INC. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse*. Third edition. New York: McGraw Hill, 1991, 550 pp.
- METCALF, EDDY, INC. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Fourth edition. New York: McGraw-Hill. 2003, 479 pp.
- MÉNDEZ, O. I. *Diseño e implementación de mejoras al proceso de tratamiento aplicado a las aguas residuales provenientes de la producción de harina de pescado*. Tesis. Mazatlán, México: Instituto Tecnológico de Mazatlán, 2009, 77 pp.
- MOHD, A. and PUTEH, M. Pre-Treatment of Palm Oil Mill Effluent (POME): A Comparison Study using Chitosan and Alum. *Malaysian Journal of Civil Engineering*. Vol. 19, No. 2, 2007, pp. 128-141.
- MOHD, A., LI, T., and NOOR, Z. Coagulation and Flocculation Treatment of Wastewater in Textile Industry using Chitosan. *Journal of Chemical and Natural Resources Engineering*. Vol. 4, No. 1, 2008, pp. 43-53.
- NMX-AA-034-SCFI-2001. *Norma Oficial Mexicana. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba*. México, DF: Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Diario Oficial de la Federación, 1º de agosto de 2001.
- PACHECO, R., LEYVA, P., CARVALLO, G., GARCÍA, L., y MÁRQUEZ, V. Efecto de la concentración de quitosano y pH sobre la remoción de sólidos en agua de cola de la industria sardinera. *Interciencia*. Vol. 34, núm. 4, 2009, pp. 274-279.
- RAZALI, M., YUNUS, R.M., JEMAAT, Z., and ALIAS, S. Monoethanolamina Wastewater Treatment Via Adsorption Method: A Study on comparison of Chitosan, Activated Carbon, Alum and Zeolite. *Journal of Applied Sciences*. Vol. 10, No. 21, 2010, pp. 2544-2550.
- RODRÍGUEZ, A., LETÓN, P., ROSAL, R., DORADO, M., VILLAR, S. y SANZ, J. *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Madrid: CEIM, 2006.
- ROUSSY, J., CHASTELLAN, P., VAN VOOREN, M., and GUIBAL, E. Treatment of Ink-Containing Wastewater by Coagulation/Flocculation using Biopolymers. *Water SA*. Vol. 31, No. 3, 2005, pp. 369-376.
- SUMATHI, S. *Removal of Residue Oil from Palm Oil Mill Effluent (POME) using Chitosan*. Thesis. Pahang, Malaysia: University Sains Malaysia, 2004.
- WIBOWO, S., VELÁZQUEZ, G., SAVANT, V., and TORRES, J. Effect of Chitosan Type on Protein and Water Recovery Efficiency from Surimi Wash Water Treated with Chitosan Alginate Complexes. *Biosource Technology*. Vol. 98, No. 3, 2006, pp. 665-671.
- ZAR, H. *Biostatistical Analysis*. Department of Biological Sciences. Second edition. New Jersey: Northern Illinois University, Prentice Hall, 1984, pp. 79-186.

Dirección institucional de los autores

Ing. Dulce María Arias-Lizárraga

Dr. Evaristo Méndez-Gómez

Instituto Tecnológico de Mazatlán
CORSARIO 1 NÚM. 203, COLONIA URÍAS
82070 MAZATLÁN, SINALOA, MÉXICO
TELÉFONO: +52 (669) 9838 400
dulce_demo@hotmail.com
evaristo3@hotmail.com

Haga clic aquí para escribir al autor



El ocaso en la laguna de San Juan Epatlán, Puebla, México.

Foto: Guadalupe Balbuena Marín.

CARACTERIZACIÓN GEOMÉTRICA Y CINEMÁTICA DE UN CHORRO PULVERIZADO EMPLEANDO LA TÉCNICA ÓPTICA PTV

• Humberto Salinas-Tapia •

Universidad Autónoma del Estado de México

• Cruz Octavio Robles-Rovelo* • Dagoberto Chávez-Carlos •

• Carlos Francisco Bautista-Capetillo •

Universidad Autónoma de Zacatecas

*Autor de correspondencia

Resumen

SALINAS-TAPIA, H., ROBLES-ROVELO, C.O., CHÁVEZ-CARLOS, D. & BAUTISTA-CAPETILLO, C.F. Caracterización geométrica y cinemática de un chorro pulverizado empleando la técnica óptica PTV. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 125-140.

Los fenómenos naturales o inducidos que involucran el movimiento de gotas motivan análisis para determinar aspectos como la pérdida de suelo por erosión o los cambios que pudieran ocurrir en la tasa de infiltración debido a la energía con la que impactan sobre la superficie del suelo. El diámetro y la velocidad definen la magnitud del efecto. Para caracterizar estas variables se han aplicando diversas técnicas (papel sensible al agua, harina, inmersiones en aceite, ópticas y fotografía). En este sentido, la presente investigación emplea velocimetría por rastreo de partículas (PTV) en la caracterización de gotas emitidas por un pulverizador de flujo. PTV ha encaminado parte de su desarrollo al análisis de la velocidad de sedimentación en flujos bifásicos donde se requiere del sembrado de partículas trazadoras para evaluar el fenómeno; sin embargo, las características experimentales del trabajo obligaron a omitir el uso de estos elementos, por lo que fue indispensable hacer adecuaciones al esquema propuesto por Salinas *et al.* (2006). Las gotas se originaron a una presión hidráulica constante de 175 kPa, las fotografías se capturaron a una distancia de 4.5 m con tres alturas diferentes del pulverizador. La información recolectada (diámetros y velocidades) posibilitó la construcción de campos vectoriales de velocidad. Los resultados presentados derivan del análisis de 1 582 gotas, con las que se obtuvieron valores medios de 0.39, 0.55 y 0.34 mm en diámetro, y 4.02, 3.70 y 3.63 ms⁻¹ en velocidad, para alturas de 0.5, 1.0 y 1.5 m, respectivamente.

Palabras clave: caracterización de gotas, técnica óptica PTV, diámetro, velocidad, análisis estadístico.

Abstract

SALINAS-TAPIA, H., ROBLES-ROVELO, C.O., CHÁVEZ-CARLOS, D. & BAUTISTA-CAPETILLO, C.F. *Geometric and Kinematic Characterization of a Spray Using the PTV Optical Technique*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 125-140.

*Natural or induced phenomena involving the movement of drops drive the analysis to determine soil loss from erosion and changes that could occur in the infiltration rate as a result of the energy with which they impact the soil surface. The diameter and velocity define the magnitude of the effect. To characterize these variables, a variety of techniques have been applied (water-sensitive paper, flour, oil immersion, optics and photography). The present investigation uses particle tracking velocimetry (PTV) to characterize the drops emitted by a spray flow. The development of PTV partly arose from the analysis of the sedimentation velocity in biphasic flows, which requires tracer particles to evaluate a phenomenon. Nevertheless, the experimental characteristics of the work required omitting the use of these elements, and therefore adjustments to the scheme proposed by Salinas *et al.* (2006) were indispensable. The drops were produced at a constant hydraulic pressure of 175 kPa and the photographs were taken at a distance of 4.5 m with three different sprayer heights. The information collected (diameters and velocities) enabled constructing velocity vector fields. The results presented are based on the analysis of 1 582 drops, for which mean diameters of 0.39, 0.55 and 0.34 mm and velocities of 4.02, 3.70 and 3.63 ms⁻¹ were obtained, with heights of 0.5, 1.0 and 1.5 m, respectively.*

Keywords: *Characterization of drops, optical technique, PTV, diameter, velocity, statistical analysis.*

Introducción

Los fenómenos físicos (naturales o inducidos) donde está presente el movimiento de un fluido encuentran su mejor explicación cuando teoría y experimentación se conjuntan para representar aquellos procesos que ocurren al interior del suceso. En ese sentido, un chorro de agua que se disgrega por efecto de altas presiones forma gotas con diversas características tanto en diámetro como en velocidad que las lleva a recorrer trayectorias diferentes a partir del punto de origen. La determinación experimental de la magnitud de estas variables depende de factores que incluyen las condiciones hidráulicas de operación y los rasgos medioambientales de la región; para su predicción se utiliza la teoría balística (Vories *et al.*, 1987; Dechmi, 2002; Playán *et al.*, 2006). Debido a la complejidad en el análisis del movimiento de las gotas, los modelos balísticos consideran tres hipótesis (Dechmi, 2002): 1) el chorro de agua se disgrega en gotas individuales con diámetros distintos y que se mueven de manera independiente en el aire; 2) el coeficiente de resistencia aerodinámico no depende de la altura, el ángulo de inclinación, la velocidad del viento y el diámetro del dispositivo; 3) el diámetro de la gota condiciona la distancia máxima que recorre.

Se han propuesto múltiples técnicas (papel sensible al agua, harina, inmersión en aceite, fotografía de alta y baja velocidad, entre otras) con la finalidad de valorar a través de la experimentación la tercera hipótesis (Jones, 1956; Magarvey, 1956; Eigel y Moore, 1983; Hauser *et al.*, 1984; Kohl y DeBoer, 1984; Kincaid *et al.*, 1996). En un inicio, algunas de ellas se emplearon para medir el tamaño y la distribución de las gotas de lluvia, otras se implementaron con la intención de evaluarlas en los sistemas de riego por aspersión (Cruvinel *et al.*, 1996; Cruvinel *et al.*, 1999; Salles *et al.*, 1999; Sudheer y Panda, 2000; Montero *et al.*, 2003). De acuerdo con Cruvinel *et al.* (1996), desde 1895 se tienen las primeras

evidencias documentadas de seis técnicas para medir el tamaño y la distribución de las gotas. A finales del siglo XX se aplicaron dos métodos ópticos para determinar su diámetro: el primero se basa en el análisis de la difracción de luz generada por las gotas iluminadas por un haz de luz láser (Kincaid *et al.*, 1996); el segundo, conocido como disdrómetro óptico, mide el diámetro de la partícula a partir de la atenuación de un haz de luz infrarroja durante la caída de las partículas de agua (Hauser *et al.*, 1984; Montero *et al.*, 2003). Con este mismo fin, Sudheer y Panda (2000) proponen otra metodología basada en fotografías de alta velocidad, combinada con técnicas digitales para su análisis, y con ello demostrar que el uso del procesamiento de imágenes permitiría mejorar la técnica, en particular al determinar la relación de la distribución del tamaño de gotas con la presión de operación y las características de las boquillas del aspersor. De forma reciente, Salvador *et al.* (2009) propusieron una técnica sustentada en fotografías de baja velocidad que muestra la trayectoria de las gotas y mediante un procesamiento digital permite calcular su longitud, ángulo, diámetro y velocidad de caída; no obstante, para llegar a obtener resultados confiables conlleva demasiado tiempo; además, esta técnica involucra en una parte del proceso la discriminación de gotas a criterio personal.

El análisis de diversos fenómenos que acontecen en mecánica de fluidos, como en hidráulica, ha presentado avances significativos gracias al desarrollo de técnicas de medición que usan como principio la óptica para evaluar las características deseadas en el caso de estudio analizado. Estas técnicas se dividen en intrusivas y no intrusivas. En la primera categoría se encuentra la técnica de anemometría de hilo caliente (HWA); por otra parte, dentro de las técnicas no intrusivas se encuentran las siguientes: anemometría láser Doppler (LDA), fluorescencia inducida láser (LIF), velocimetría global Doppler (DGV) y anemometría de fase Doppler (PDA), cuya limitación es que son usadas para regiones

pequeñas de análisis en flujos. En otro sentido, gracias al desarrollo de cámaras fotográficas de alta velocidad y surgimiento de equipos sofisticados de iluminación láser, en las últimas dos décadas han evolucionado las técnicas no intrusivas como velocimetría por imágenes de partículas (PIV) y velocimetría por rastreo de partículas (PTV) para análisis bidimensional, así como la técnica estéreo-PIV (S-PIV) y la holografía digital PIV para análisis de flujos en 3D (Adrian, 1991; Jensen, 2004).

Las técnicas ópticas comúnmente usadas en hidráulica y en mecánica de fluidos para determinar las propiedades de un flujo, como velocidad, temperatura, presión, turbulencia, vorticidad, densidad y tamaño de partículas son PIV y PTV (Van Dyke, 1982; Smits y Lim, 2000). Estas técnicas se han enfocado a la medición de los campos de velocidad en fluidos de diversa naturaleza a partir de un sembrado de partículas trazadoras (Adrian 1989; Adrian, 1991; Westerweel, 1993; Raffel *et al.*, 1998).

Para una baja densidad de partículas en la región de flujo analizada se utilizan algoritmos de rastreo individual de las partículas (PTV); para el caso de imágenes con alta densidad de partículas se aplican algoritmos aplicados de forma local al área de interés, como los de correlación cruzada o auto-correlación (PIV) (Virant y Dracos, 1997; Ido *et al.*, 2002) y se desarrollan por medio del teorema de convolución con la inversa de la transformada de Fourier (Crunivel *et al.*, 1996) o con algunos otros métodos, como la transformada de Hough o la envolvente convexa al presentarse superposiciones de partículas (Sang y Yu, 2004); sin embargo, estos procesos consumen más tiempo para el análisis de imágenes, en comparación con la técnica PTV.

La técnica PTV (Particle Tracking Velocimetry, PTV, por sus siglas en inglés) basa su principio de operación en la adquisición de imágenes a alta velocidad y resolución espacial, empleando un dispositivo de carga acoplada (Charge Couple Device, CCD, por sus siglas en inglés) sobre una región de flujo sembrada con partículas trazadoras (de densidad similar a la

del fluido). La región se ilumina con una hoja de luz que proviene de un láser pulsado de doble cavidad, con la finalidad de que al hacer contacto con los trazadores dispersen luz que es grabada por el sensor de la cámara, donde cada pulso ilumina la misma partícula en tiempos distintos, por lo que es posible observarla en dos posiciones diferentes sobre una misma imagen. Después, por medio de un procesamiento digital, se mide la distancia que separa cada par de partículas y considerando el tiempo entre cada pulso de luz se determina la velocidad de las mismas. El procedimiento anterior se automatiza usando algoritmos desarrollados en algún lenguaje de programación, lo que facilita y estandariza el análisis (Prasad, 2000; Salinas *et al.*, 2006). Esta técnica se ha empleado principalmente para el estudio de la velocidad de sedimentación de partículas no cohesivas (arenas) (Salinas y García, 2011; Flores y López, 2012); sin embargo, algunos autores sugieren la posibilidad de implementarla para determinar características de gotas de agua generadas por un pulverizador de flujo, burbujas de aire (cavitación) o partículas sólidas que se desplazan en un tanque de mezclado (Sang y Yu, 2004; Salinas *et al.*, 2011).

El análisis del movimiento de gotas aisladas, como ocurre con la lluvia o el riego por aspersión, ha sido caracterizado por técnicas fotográficas de baja velocidad (Bautista *et al.*, 2009; Salvador *et al.*, 2009), mientras que investigaciones realizadas en flujos bifásicos con partículas sedimentarias (esféricas y no esféricas) a bajas velocidades ($< 16 \text{ cms}^{-1}$) han sido modeladas a través de técnicas ópticas como PIV o PTV (Salinas *et al.*, 2006; Salinas y García, 2011). Sin embargo, las investigaciones de Salvador *et al.* (2009) y de Bautista *et al.* (2009) tienen las desventajas siguientes:

- a) La cantidad de fotografías debe ser grande (500-2 000 imágenes), puesto que un porcentaje considerable de ellas se desecha por no contener gotas, la decisión de incluir o eliminar una imagen recae en el criterio del analista y se basa en la observación a

- detalle de la fotografía, de tal manera que el diámetro y la trayectoria de la gota sean claramente visibles en la imagen.
- b) Los parámetros que caracterizan una gota (diámetro, longitud y ángulo de caída) se obtienen manualmente, lo que ocasiona errores de percepción.
 - c) La caracterización de cada gota requiere entre 4 y 7 min (Salvador *et al.*, 2009; Bautista *et al.*, 2013). Por el contrario, Salinas *et al.* (2006), y Salinas y García (2011) utilizan la técnica PTV para calcular la velocidad de caída de partículas sedimentarias en un fluido en movimiento y reportan ventajas para obtener pares de imágenes instantáneas (2 a 5 ms). Además, por el principio de la técnica, al utilizar pulsos de luz es posible grabar en una misma imagen la posición de la gota en dos tiempos sucesivos y con el procesamiento digital de la imagen determinar un mapa vectorial de velocidades en dos dimensiones (2D) sobre un campo de flujo multifásico (la parte sólida –trazadores– y el fluido –líquido o gas–) para un instante de tiempo específico, a partir del cálculo de los desplazamientos por rastreo individual de las gotas.

El auge que ha adquirido la presurización de los sistemas de riego ha incrementado el interés por el desarrollo de técnicas para caracterizar gotas que viajan a través del aire bajo diferentes condiciones hidráulicas y medioambientales, porque estos aspectos condicionan la energía cinética con la cual impactan sobre la superficie del suelo o bien las pérdidas por evaporación y arrastre. Además, se busca generar metodologías confiables y eficientes en cuanto al tiempo que se emplea para determinar diámetros y velocidades. Con base en lo anterior, esta investigación reporta la caracterización cinemática y geométrica de gotas generadas por un pulverizador de flujo bajo condiciones controladas. En este sentido, el objetivo de esta investigación estuvo encaminado a implementar el algoritmo PTV desarrollado por Salinas *et al.* (2006) para

caracterizar un conjunto de gotas capturadas a distintas alturas respecto a la superficie del suelo, así como la construcción de campos de velocidad en dos dimensiones (2D), a partir de la información registrada en una serie de fotografías tomadas a alta velocidad.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en las instalaciones del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), dependiente de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMex). En la figura 1 se ilustra de forma esquemática el equipo experimental utilizado.

Para generar las gotas de agua se utilizó un pulverizador de flujo y para su caracterización se empleó el sistema de velocimetría por rastreo de partículas (PTV), instalado en el Laboratorio de Visualización de Flujos de la misma institución. El dispositivo hidráulico utilizado para provocar el chorro de agua pulverizado está conformado por cuatro componentes: 1) depósito cilíndrico con capacidad de 0.8 m³; 2) hidroneumático marca Myers de ½ HP, equipado con tanque regulador de presión y manómetro radial ABS de 600 kPa marca Fimet; 3) pulverizador conformado por una pistola de riego cónica marca Truper (60 mm de diámetro con 150 orificios); 4) tubería de PVC (diámetro, 20 mm; altura, 1.6 m; ángulo de inclinación respecto a la horizontal (θ) de 60°). El sistema de velocimetría PTV cuenta con cinco elementos: a) dispositivo por carga acoplada (cámara digital) marca JAI, con resolución temporal de 30 a 250 cuadros por segundo y espacial de 1600 x 1200 píxeles, equipada con una lente marca Nikkor de 50 mm, con algoritmo de procesamiento; b) láser pulsado de doble cavidad Nd:YAG marca New Wave de 15 mJ; c) accesorios ópticos (espejos y lentes); d) sincronizador de señales para controlar la secuencia de adquisición de imágenes con las pulsaciones de luz láser; e) algoritmo para el procesamiento de imágenes PTV-SED v. 1.0 desarrollado por Salinas *et al.* (2006), las etapas para su funcionamiento se tienen en la figura 2.

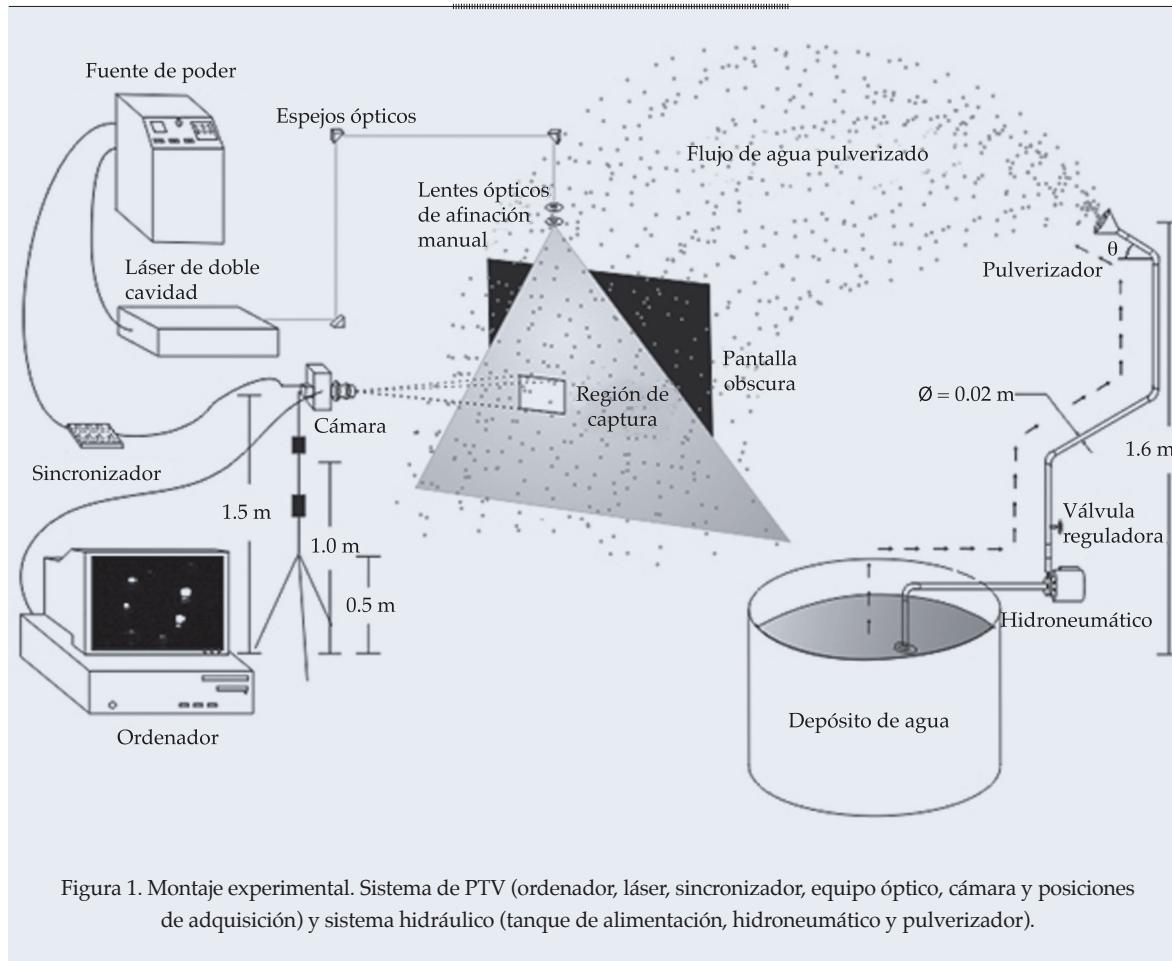


Figura 1. Montaje experimental. Sistema de PTV (ordenador, láser, sincronizador, equipo óptico, cámara y posiciones de adquisición) y sistema hidráulico (tanque de alimentación, hidroneumático y pulverizador).

Adquisición y procesamiento de imágenes

Para generar las gotas se utilizó una presión hidráulica de 175 kPa; la adquisición de imágenes se realizó para tres alturas distintas ($H_1 = 1.5$ m; $H_2 = 1.0$ m; $H_3 = 0.5$ m) y a 4.5 m de distancia respecto del pulverizador. De acuerdo con el principio de la técnica PTV, para determinar los campos de velocidad de fluidos y visualizar el comportamiento del flujo, por lo general se usan trazadores; sin embargo, por la naturaleza de este experimento y dado que el algoritmo de PTV utilizado ha sido aplicado para caracterizar partículas sólidas de tamaños mayores a los trazadores (Salinas y García, 2011), en este experimento las gotas de agua reemplazaron la función de trazadores, mismas que lograron difractar la luz del láser y ser grabadas por el sensor de la cámara.

En consecuencia, las pruebas se realizaron por la noche, con la finalidad de controlar la iluminación en la región de análisis, la cual fue iluminada empleando el láser pulsado de doble cavidad; este contraste permite que la información en las imágenes sea perceptible durante el procesamiento digital (Salinas *et al.*, 2006). Con el apoyo de los espejos ópticos (colocados a 45°) se logró desviar el haz de luz a la zona de visualización, siguiendo una trayectoria horizontal-vertical-horizontal-vertical (figura 1); una vez que el rayo se ubicó en el sitio, fue necesario crear una hoja de luz, lo cual se logró con la combinación de dos lentes, una esférica y otra cilíndrica, para así obtener una superficie iluminada mayor a la que cubre la cámara (60×40 mm). La cámara se instaló de manera perpendicular a la hoja de luz (región de análisis), a una distancia de 1.0 m; además,

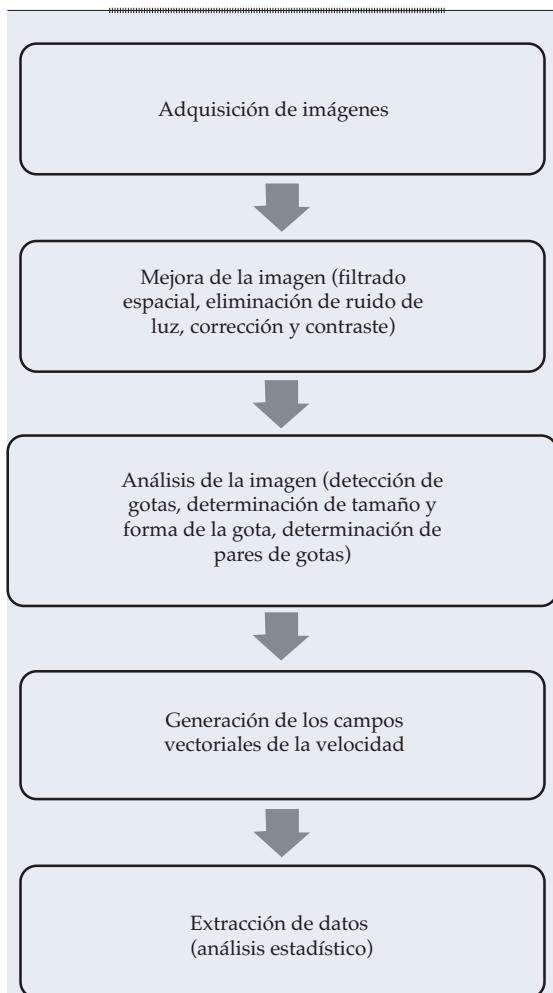


Figura 2. Caracterización de gotas con algoritmo PTV-SED v 1.0.

el espesor de la hoja de luz láser se ajustó a 3.0 mm para garantizar que las gotas incluidas en la caracterización estuvieran en el mismo plano de análisis. Por otro lado, para la adquisición de imágenes utilizando la técnica PTV, se requiere que la frecuencia de láser (pulsos de luz) y la frecuencia de la cámara (número de imágenes por segundo) sean sincronizadas, es decir, que en cada tiempo que se adquiere una imagen, el láser sea pulsado para capturar gotas en las imágenes; este proceso se realizó con un sincronizador de señales manipulado por un computador. En esta investigación se realizaron varias pruebas para acotar los tiempos entre los pulsos de la luz láser (Δt),

con la finalidad de determinar la posición de las gotas generadas en dos tiempos diferentes dentro de una misma imagen; asimismo, se definió el tiempo de exposición (t_{exp}) para detectar la mayor cantidad de gotas. Para este experimento se eligió un $\Delta t = 0.4$ ms y $t_{exp} = 20$ ms (figura 4a). Cabe señalar que para cumplir con estos tiempos, fue necesario realizar la sincronización de la cámara con la fuente de luz láser, para hacer coincidir los dos pulsos con el tiempo de exposición y garantizar que en una misma imagen se grabara la posición de las gotas para cada pulso de luz y así, mediante el procesamiento de las imágenes, calcular el desplazamiento, tamaño y velocidad de las gotas de agua.

Para determinar las características de las gotas (diámetro, posición y velocidad), se utilizó el algoritmo PTV-SED v 1.0, desarrollado originalmente para estudiar la velocidad de partículas sedimentarias en flujos bifásicos (Salinas *et al.*, 2006). Es importante mencionar que para su uso se realizaron ajustes al algoritmo, en particular para determinar la geometría de las gotas, ya que inicialmente el algoritmo detecta partículas irregulares (sedimentos) y las gotas son regulares en geometría. Su funcionamiento comprende dos procedimientos secuenciales y automáticos (figura 2). En el primero se mejora la calidad de la imagen realizando un filtrado espacial (eliminación de intensidad de luz), es decir, se elimina el ruido generado por exceso de luz o por reflejos no controlados durante la adquisición de imágenes, que se debe a la variación aleatoria del brillo o color de la imagen producido por el sensor de la cámara al momento de la adquisición, garantizando con ello que las partículas detectadas sean claramente visibles e identificables por el algoritmo PTV-SED v. 1.0 (figura 3). El segundo procedimiento detecta las gotas en cada pulso, siguiendo cinco etapas (figura 4b): 1) identifica intensidades máximas y mínimas con lo que establece su tamaño; 2) a partir de su geometría, evaluada con la intensidad de cada píxel, se conforma una superficie circular;

3) se obtiene el centroide de cada gota doble pulsada grabada en la imagen, que también es función de la intensidad de los píxeles; 4) calcula las coordenadas (x, y) de los centroides de las gotas, para después determinar las distancias entre ellos ($\Delta x, \Delta y$), y 5) obtiene el vector velocidad (u, v) con la relación siguiente:

$$u = \frac{\Delta x}{\Delta t} \quad v = \frac{\Delta y}{\Delta t} \quad (1)$$

Para desarrollar las etapas antes mencionadas, es necesario establecer parámetros iniciales según las condiciones de adquisición. En este sentido, para determinar el factor de magnificación, se tomó una imagen de calibración a las tres alturas analizadas; para llevar a cabo esto, se colocó una regla graduada en cm justo en la región de análisis (a 1 m de

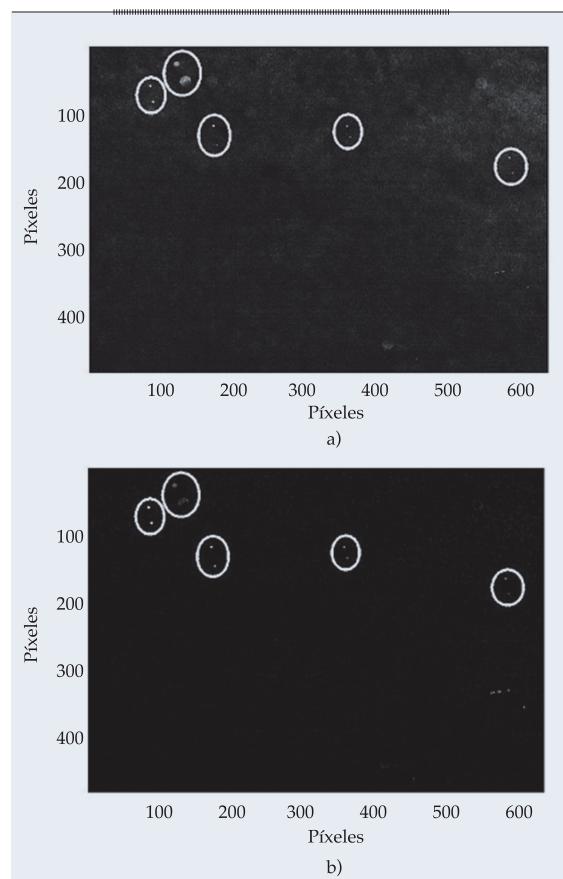


Figura 3. Filtrado espacial para mejorar la calidad de la imagen. a) Fotografía con distorsiones por exceso de iluminación; b) fotografía procesada con el algoritmo PTV-SED v. 1.0.

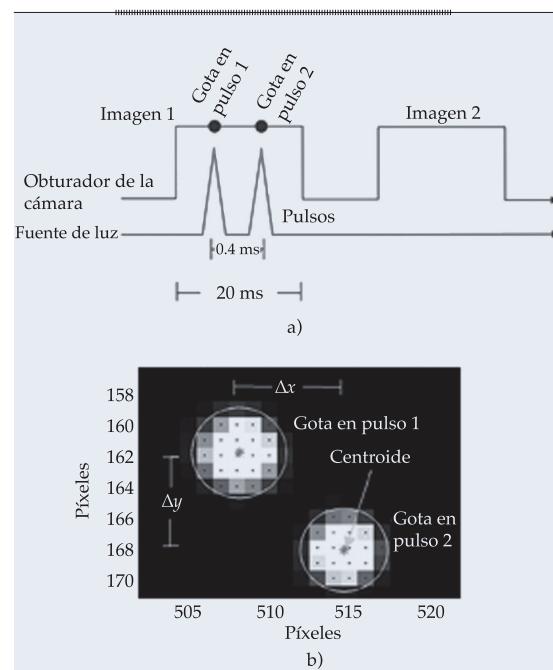


Figura 4. Intervalo de tiempo entre pulsos de luz y gotas identificadas. a) Frecuencias de cámara y láser; b) gotas doble pulsadas, desplazamiento en Δt y centroide de las mismas.

separación a partir de la cámara) previo a la adquisición; este factor se determinó midiendo la distancia en píxeles, equivalente a un cm de la imagen; una vez obtenido, se introduce al algoritmo, garantizando que los datos originados del procesamiento tengan unidad de cm. Así, se presentó una relación de 115, 116 y 122 px cm⁻¹ para el conjunto de imágenes tomadas a 0.5, 1.0 y 1.5 m, respectivamente. La separación entre pulsos de luz láser utilizado en la experimentación fue $\Delta t = 0.4$ ms. Los umbrales máximos y mínimos dependen de la cantidad de brillo o color en las imágenes, y de la cantidad de luz que dispersa una gota; estos valores se registran en RGB y oscilan entre 0 y 255 (Salinas *et al.*, 2006). Para identificar las partículas, se visualizaron 25 imágenes en las tres alturas de análisis, midiendo en cada grupo las distancias y ángulos que apartan las gotas doble pulsadas; de esta manera, se encontraron rangos de separación de 15-24, 12-24 y 15-35 px para H1, H2 y H3, respectivamente; por otro lado, el intervalo angular se definió entre 65 y

90° para todas las gotas.

A pesar de que los tiempos de adquisición son casi instantáneos, en algunas imágenes se detectaron gotas que no fueron perfectamente visibles en el segundo pulso, lo cual indica que salieron del plano de análisis, situación que no permite determinar con precisión el diámetro de la gota, al igual que su centroide; ello se debe principalmente a que las trayectorias de las gotas originadas por el pulverizador presentan un comportamiento disperso en el espacio; aunque se detectan las gotas iluminadas, el diámetro no es el correcto y porque la velocidad también es diferente (figura 5). Por lo tanto, para garantizar que los datos sean correctos, se implementaron algoritmos en MatLab para discriminar las gotas cuya relación entre el diámetro 1 y 2 exceden un 10%, de esta manera se eliminaron alrededor del 30% de gotas; con la finalidad de generalizar y realizar un análisis estadístico de la información, se obtuvieron los diámetros equivalentes que resultan de la media aritmética para el diámetro 1 y 2 de las gotas doble pulsadas.

Análisis estadístico de las gotas

Posterior al procesamiento de las imágenes, se hizo un análisis estadístico en MatLab con la información recolectada. Se determinaron

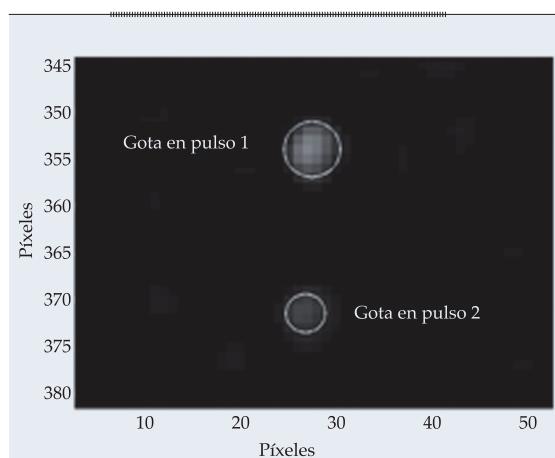


Figura 5. Gotas fuera del plano de análisis. En este caso ocurre una diferencia mayor al 10% entre diámetros.

parámetros de centralidad y dispersión, como la media aritmética (\bar{x}), desviación estándar (S) y coeficiente de variación (CV) (ecuaciones (2), (3) y (4), respectivamente), para diámetros equivalentes y velocidades correspondientes a cada grupo de imágenes. Específicamente para el diámetro, se determinó además la media volumétrica (D_v) correspondiente a la ecuación (5) y la media al 50% del volumen acumulado.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (3)$$

$$CV = \frac{S}{\bar{x}} \quad (4)$$

$$D_V = \frac{\sum_{i=1}^n d_i^4}{\sum_{i=1}^n d_i^3} \quad (5)$$

Para obtener la media al 50% del volumen acumulado (D_{50}) se ordenaron de manera ascendente los diámetros resultantes de cada conjunto de imágenes por separado, posteriormente se calculó su volumen y por último se seleccionó el diámetro de la gota correspondiente al 50% del volumen total acumulado.

De las fórmulas anteriores, x representa los datos analizados (diámetro o velocidad), n es el número total de datos y d corresponde al diámetro de gota (mm).

Campo de velocidades

El algoritmo PTV-SED v. 1.0 arrojó información que describe el comportamiento cinemático de las gotas al caer; estos datos se originaron para cada altura de observación; su finalidad radica en generar campos vectoriales de velocidad en 2D, que surgen aplicando algoritmos

desarrollados en MatLab a los datos originados del procesamiento. Cada mapa de vectores presenta la magnitud, dirección y sentido de las gotas, estos contienen la posición (x, y) en cm de sus respectivos centroides, con referencia al origen de la imagen, así como las resultantes de velocidad para cada gota doble pulsada en unidades de cms^{-1} .

Validación de la técnica óptica PTV

En el procesamiento de imágenes se presentaron algunos errores que fueron puntuamente identificados, los cuales se citan a continuación:

- Sincronía de los equipos, es decir, que la cámara capta gotas de agua cuando se ilumina la región de análisis; para ello se realizaron diversas pruebas, a fin de lograr los tiempos óptimos entre separación de pulsos de luz y de exposición de una imagen, de tal forma que se adquiriera la mayor cantidad de gotas.
- La magnificación y nitidez de las imágenes, para lo cual se realizaron diversos ajustes al enfoque de la cámara y a la distancia de captura.
- La otra fuente de error, y que se considera como la principal, es la detección de los pares de partículas en el procesamiento de las imágenes; para solucionar este problema se siguieron dos criterios de detección: el primero es la distancia mínima y máxima de recorrido de una partícula; el segundo es la dirección; entonces, para cada corrida, se calibraron esos parámetros, de tal forma que se detectara el par correspondiente de cada gota; además, de acuerdo con la aplicación del algoritmo a sedimentos no cohesivos, el grado de error en los resultados es menor al 10%, por lo que al realizar el análisis estadístico y determinar los diámetros de las gotas se tomó ese criterio y se eliminaron las gotas que diferían en más del 10% de diferencia entre el diámetro inicial y final de la gota, que como puede verse es mucho menor al permitido.

Resultados y discusión

Para evaluar las características de las gotas se conformó un conjunto de 1 685 imágenes divididas en tres subconjuntos (H1, H2, H3), cada uno con 541, 572 y 572 imágenes, respectivamente. Antes de analizarlas con el algoritmo PTV-SED v. 1.0 se sometieron a un procedimiento de visualización manual, para seleccionar aquellas que contienen gotas, puesto que las condiciones propias del experimento generan imágenes sin datos y esto supone un problema de ciclado en el funcionamiento del algoritmo.

Del hecho anterior resultó la eliminación del 40% de imágenes sin información; en las restantes se obtuvo, en promedio, dos gotas

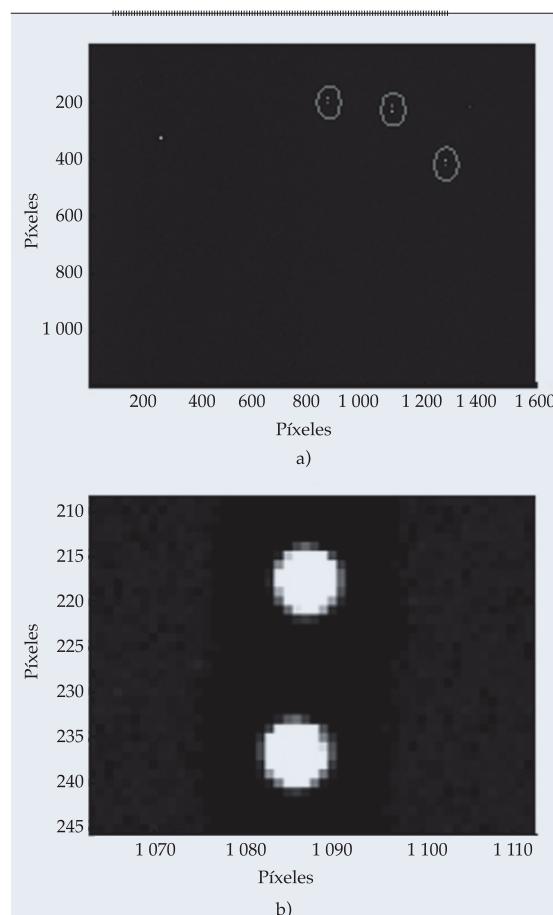


Figura 6. Imágenes adquiridas: a) imagen con baja densidad de gotas; b) acercamiento de la imagen a una gota doble pulsada.

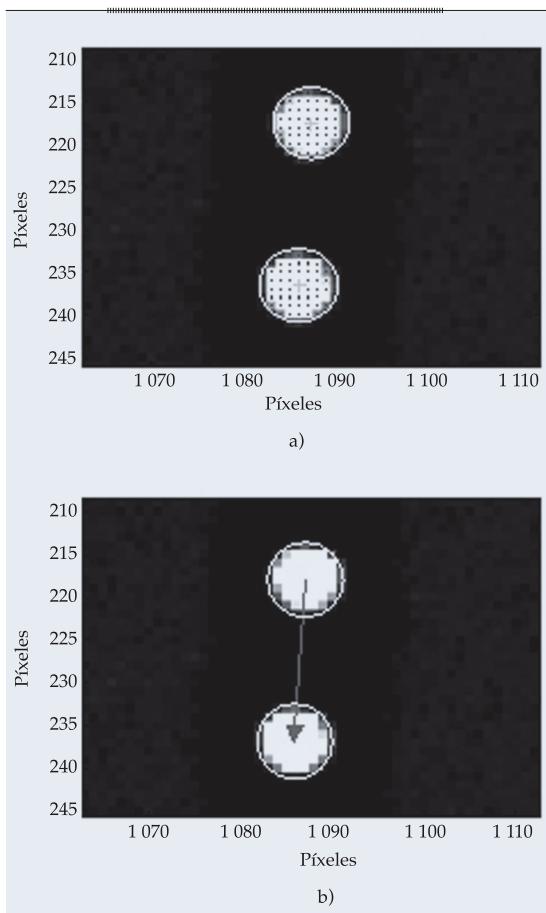


Figura 7. Detección de las gotas y vector velocidad:
a) determinación del centroide de las gotas; b) diámetro de las gotas y vector velocidad, partiendo del centroide de cada gota.

(figura 6a), con lo cual se integró un grupo de 1 582 gotas (658 gotas en H1, 448 gotas en H2 y 476 gotas en H3). La figura 6b muestra un acercamiento sobre una gota grabada en los dos tiempos consecutivos en una misma imagen. Una vez establecidas las imágenes con información válida, se someten al procesamiento para determinar en cada pulso el diámetro y centroide de la gota (figura 7a), además de calcular la velocidad a partir de la distancia recorrida (Δx , Δy) en el tiempo Δt (ecuación (1), figura 7b).

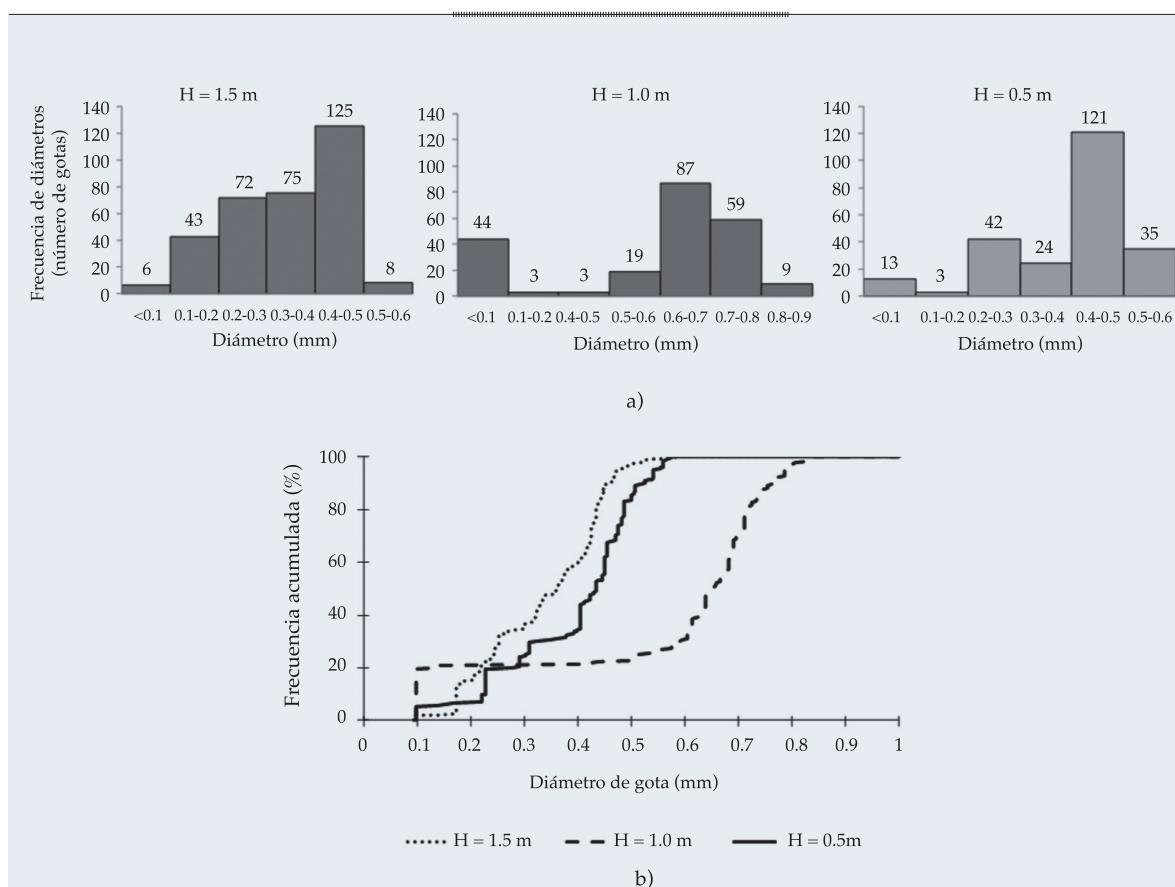
Cabe señalar que el tiempo de procesamiento fue de 4.2 s para determinar las características de cada gota, incluyendo su velocidad, lo que contrasta en importantes proporciones

con los resultados mostrados por Salvador *et al.* (2009) y Bautista *et al.* (2013), que indican un tiempo de caracterización de entre 4 y 7 minutos por gota.

Según se ha establecido, las imágenes fueron adquiridas a tres alturas a partir de la superficie del suelo, manteniendo constante la presión hidráulica y la distancia de observación; bajo estas condiciones y con el apoyo de las ecuaciones (2) a (5) se realizó el análisis estadístico, cuyos resultados se muestran en el cuadro 1. Respecto a los diámetros, se encontraron rangos de 0.10 a 0.58 mm, 0.10 a 0.83 mm y 0.09 a 0.59 mm para las alturas de 0.5, 1.0 y 1.5 m, respectivamente; los diámetros mínimos prácticamente son iguales, circunstancia que no prevalece en el caso de los diámetros máximos, pues se tiene un incremento del 30.12%, al pasar de 0.5 a 1.0 m, y una disminución del 28.92% cuando la altura de la cámara va de 1.0 a 1.5 m. Por otra parte, se observa que en el caso de D_v y $D_{50'}$, los valores son iguales para H2 y H3, situación que no se presenta para H1, resultando para esta última que D_v fue 2.3% menor que $D_{50'}$; sin embargo, al comparar con el diámetro aritmético, las diferencias fueron mayores. Para las alturas de 0.5, 1.0 y 1.5 m, D_v y $D_{50'}$ fueron 17.0, 21.4 y 19.99% mayores que \bar{x} , respectivamente. Además, no fue posible establecer una relación entre la altura de la cámara y los distintos valores obtenidos para diámetro aritmético volumétrico y al 50% del volumen acumulado, ya que no se presentó una tendencia que indique que el diámetro aumenta o disminuye respecto a la posición vertical de la cámara, condición que difiere a lo reportado por Bautista *et al.* (2013), quienes encuentran variaciones en el diámetro de las gotas a diferentes alturas en un sistema de aspersión; esta discrepancia tal vez esté asociada con el dispositivo pulverizador utilizado en esta investigación. La figura 8a muestra la frecuencia para diámetros, los más detectados fueron de 0.4 a 0.5 mm (125 gotas), de 0.6 a 0.7 mm (87 gotas) y de 0.4 a 0.5 mm (121 gotas) para cada conjunto (H1, H2, H3), respectivamente. Los diámetros detectados en

Cuadro 1. Características de diámetros y velocidades obtenidos por altura de observación.

Variable	Parámetros	Altura de observación (m)		
		0.5	1.0	1.5
Diámetro (mm)	\bar{x}	0.39	0.55	0.34
	D_v	0.47	0.70	0.42
	D_{50}	0.47	0.70	0.43
	S	0.12	0.25	0.11
	CV	0.01	0.06	0.01
	D_{\min}	0.10	0.10	0.09
	D_{\max}	0.58	0.83	0.59
Velocidad (ms^{-1})	\bar{x}	4.02	3.70	3.63
	S	0.49	0.50	0.36
	CV	0.24	0.25	0.12
	V_{\min}	3.02	2.59	3.15
	V_{\max}	5.46	4.97	4.89

Figura 8. Comportamiento del diámetro de gotas para diferentes alturas: a) histogramas de frecuencia para diferentes alturas H ; b) frecuencia acumulada.

H2 son mayores en un 30.76% que los de H1 y H3. La figura 8b muestra la frecuencia acumulada para el diámetro de las gotas capturadas a las tres alturas. El comportamiento indica mayor cantidad de diámetros pequeños a 1.5 m de altura de la cámara, luego los que se obtuvieron a 0.5 m y finalmente los que se capturaron a 1.0 m. En general, el número de gotas de cierto diámetro entre las alturas de 0.5 y 1.5 m varía alrededor del 10% sin llegar a ser mayores de 0.6 mm. Esta condición no prevalece en el caso de aquellas que se obtuvieron a 1.0 m; en este caso, la frecuencia acumulada no supera el 20% para gotas que están entre 0.1 y 0.6 mm; sin embargo, a partir de este último diámetro, la tasa en la frecuencia acumulada es del orden de 32% por cada 0.1 mm de incremento en el diámetro de la gota, sin superar los 0.9 mm.

En el análisis estadístico de la velocidad de caída de las gotas (cuadro 1) se obtuvieron valores medios de 3.63, 3.70 y 4.02 ms^{-1} para H1, H2 y H3, respectivamente; con rangos para cada caso de 3.02 a 5.46 ms^{-1} ($S = 0.36 \text{ ms}^{-1}$), de 2.59 a 4.97 ms^{-1} ($S = 0.50 \text{ ms}^{-1}$) y de 3.15 a 4.89 ms^{-1} ($S = 0.49 \text{ ms}^{-1}$). Se observa un incremento de la velocidad media de las gotas conforme disminuye la altura de observación: 1.89% cuando se pasa de 1.5 a 1.0 m y 23.63% al ir de 1.0 a 0.5 m. La figura 9 ilustra la frecuencia de velocidades para las alturas de análisis; los rangos máximos detectados fueron de 3.7 a 3.8 ms^{-1} (53 gotas), de 3.5 a 3.7 ms^{-1} (26 gotas) y de 3.5 a 3.6 ms^{-1} (46 gotas) para las alturas de 1.5, 1.0 y 0.5 m, respectivamente. En este mismo sentido, fue posible construir el campo vectorial de velocidades con la información obtenida para cada partícula analizada; en la figura 10 se presenta el campo para los grupos H1, H2 y H3, en ella se observa la magnitud, dirección y sentido de las gotas incluidas. Contrastar estos mapas vectoriales resultó complicado, pues la literatura no reporta este tipo de información en estudios de fenómenos similares.

Resulta evidente que la gran mayoría de los vectores se desplaza en sentido vertical, situación que corresponde a la posición en que fueron capturadas las gotas; es decir, cuando

éstas van cayendo. Sin embargo, algunos de ellos (figura 10b) presentan una inclinación alrededor de 45°, hecho que se atribuye a la posición del pulverizador (30° respecto a la vertical), tal como los observan Salvador *et al.* (2009) y Bautista *et al.* (2009). Por otra parte, la relación diámetro-velocidad resulta fundamental en el estudio de la energía con la cual impactan las gotas sobre una superficie; la figura 11 muestra la correspondencia entre estas dos variables para las condiciones presión hidráulica-distancia de observación-alturas de observación. Cabe mencionar que algunos autores (Mang y Joss, 2000; Salvador *et al.*, 2009) han propuesto expresiones exponenciales y logarítmicas que explican la tendencia entre diámetro y velocidad; en este trabajo no fue posible encontrar una correlación entre tales variables debido a que se utilizó sólo un punto de observación desde el pulverizador, por lo que es necesario aplicar la técnica PTV a diferentes distancias para valorar dicha situación y más aún para diversas características del dispositivo que genera las gotas.

Conclusiones

Esta investigación reporta la aplicación de la técnica óptica de visualización de flujos PTV para caracterizar gotas generadas por un chorro que se pulveriza por efecto de altas presiones hidráulicas. Su implementación para el análisis de este tipo de fenómenos físicos resulta novedosa, pues su uso había sido en estudios sobre la velocidad de sedimentación de partículas no cohesivas. Una importante ventaja de esta metodología respecto a técnicas que utilizan fotografías de baja velocidad está relacionada con el tiempo necesario para la adquisición de imágenes con gotas válidas y con el requerido para su procesamiento. En el primer caso se optimiza en más del 200%, mientras que el segundo disminuye alrededor de ochenta veces por gota analizada. La aportación más significativa de este trabajo radica en la capacidad para obtener diámetros y velocidades (magnitud, dirección

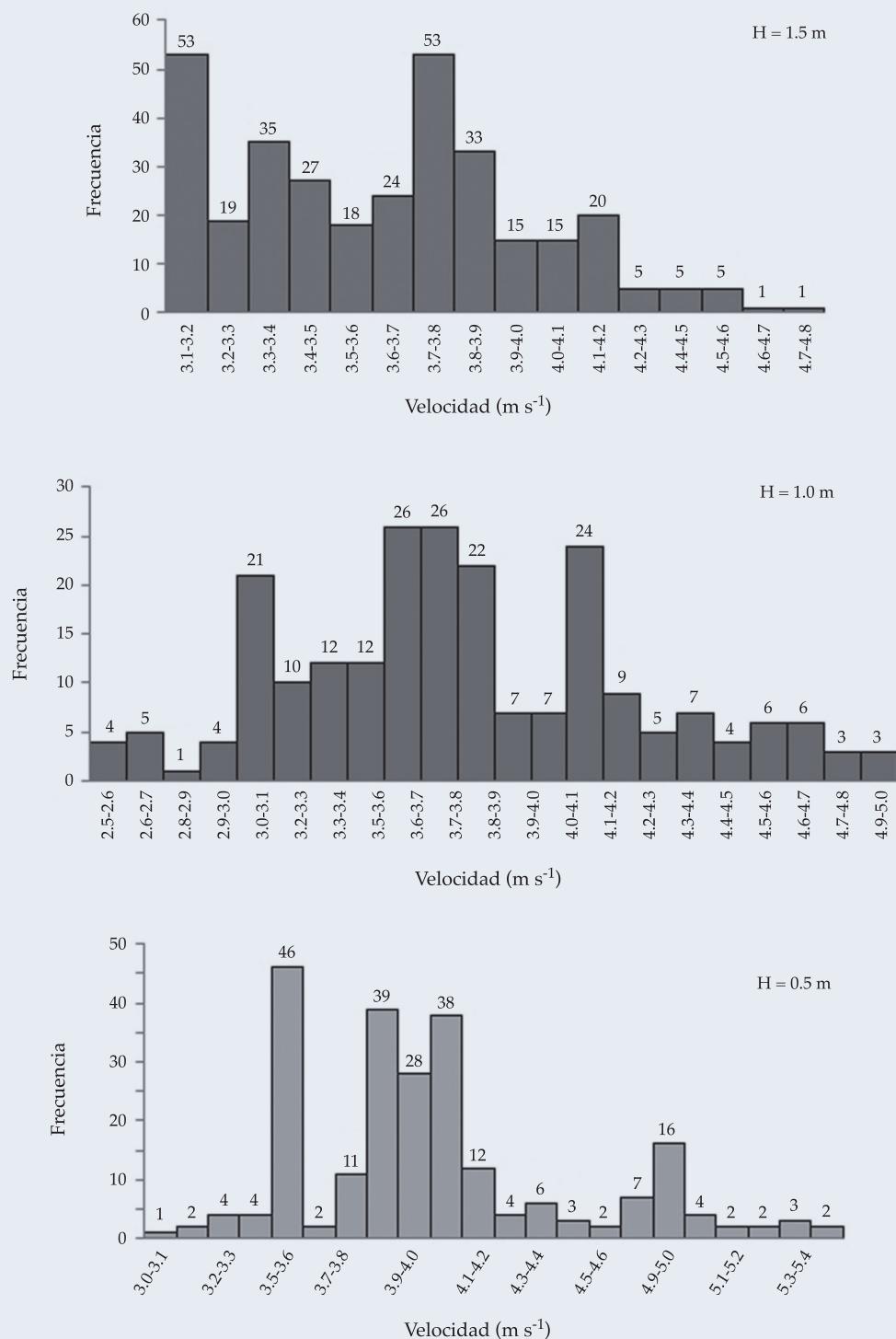


Figura 9. Histogramas de frecuencias de velocidad de las gotas para diferentes alturas.

y sentido) de un conjunto de gotas de forma automática, grabadas a 4.5 m del emisor para alturas de 0.5, 1.0 y 1.5 m, y presión hidráulica

de 175 kPa, lo que demuestra que la técnica se puede aplicar para el estudio futuro de las gotas generadas por un sistema de aspersión.

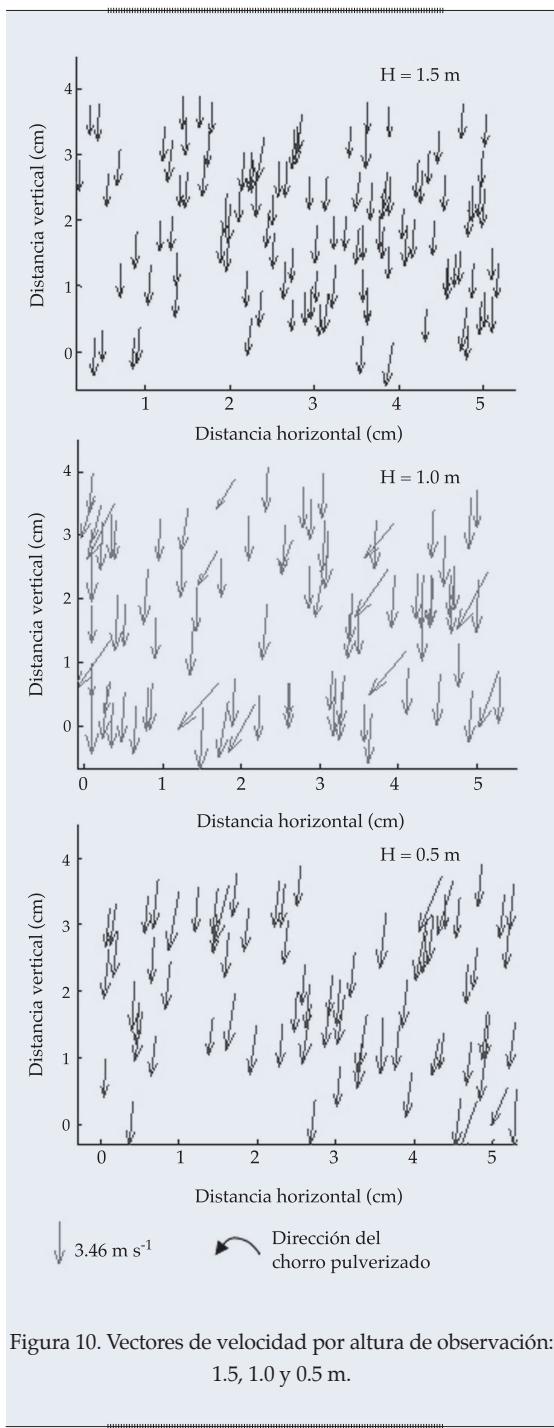


Figura 10. Vectores de velocidad por altura de observación: 1.5, 1.0 y 0.5 m.

Para las condiciones experimentales anteriores, se encontraron diámetros entre 0.09 y 0.83 mm, y velocidades que oscilan entre 2.5 y 5.5 ms^{-1} . Los valores medios para diámetro y velocidad fueron 0.39 mm, 4.02 ms^{-1} ; 0.55 mm, 3.70 ms^{-1} , y 0.34 mm, 3.63 ms^{-1} para las alturas de 0.5, 1.0 y 1.5 m, respectivamente. Los

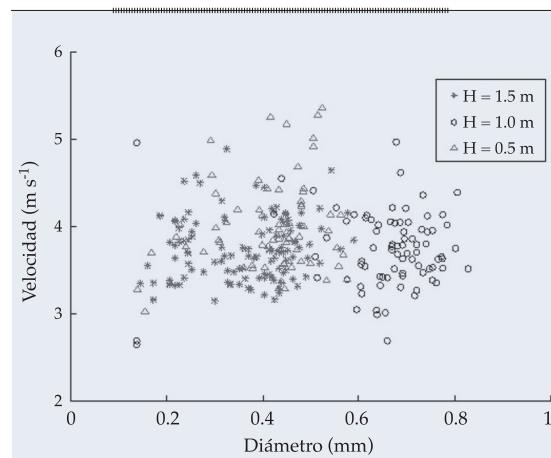


Figura 11. Relación de diámetros equivalentes contra velocidades resultantes

resultados de este trabajo derivan de un total de 1 685 imágenes adquiridas, de las cuales sólo 955 contenían gotas válidas, obteniendo así un total de 1 582 gotas analizadas que han permitido realizar la caracterización de diámetro y velocidad de las gotas. La propuesta estuvo encaminada a validar la técnica para su posterior utilización en la caracterización de las gotas generadas por sistemas de riego por aspersión, a fin de establecer relaciones diámetro-velocidad para diversas combinaciones de diámetro de boquilla, altura del aspersor, distancia de caída de las gotas, presión hidráulica de operación y condiciones ambientales.

Agradecimientos

Al Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México y a la Maestría en Ingeniería Aplicada Orientación Recursos Hidráulicos de la Universidad Autónoma de Zacatecas. A Conacyt por la beca facilitada a Cruz Octavio Robles Rovelo en sus estudios de maestría. Esta investigación privilegia el concepto primer-último autor.

Recibido: 25/04/2013

Aceptado: 05/09/2013

Referencias

- ADRIAN, R.J. Engineering Applications of Particle Image Velocimeters. *Proc. SPIE* 1404, ICALEO'89, Optical Methods in Flow and Particle Diagnostics, October 01, Orlando, Florida, 1989, pp. 56-71.
- ADRIAN, R.J. Particle Imaging Techniques for Experimental Fluid Mechanics. *Annual Reviews Inc., Fluid Mechanics*. Vol. XXIII. Urban, USA: Department of Theoretical and Applied Mechanics, University of Illinois, 1991, pp. 261-304.
- BAUTISTA, C.F., SALVADOR, R., BURGUETE, J., MONTERO, J., TARJUELO, J.M., ZAPATA, N., GONZÁLEZ, J., and PLAYÁN, E. Comparing Methodologies for the Characterization of Water Drops Emitted by an Irrigation Sprinkler. *Transaction of the ASABE*. Vol. LII, No. 5, 2009, pp. 1493-1504.
- BAUTISTA, C.F., MÁRQUEZ, V.H., JÚNEZ, F.H. y PLAYÁN, E.J. Characterization of drops emitted by a two-nozzle impact sprinkler using a photographic technique. *Water Technology and Sciences*. Vol. IV, No. 5, 2013, pp. 147-164.
- CRUVINEL, P.E., MINATEL, E., MUCHERONI, M., VIEIRA, S., and CRESTANA, S. An Automatic Method Based on Image Processing for Measurements of Drop Size Distribution from Agricultural Sprinklers. *Anais do IX SIBIGRAPI*, São Paulo, Brazil, 1996, pp. 39-46.
- CRUVINEL, P.E., VIEIRA, S., CRESTANA, S., MINATEL, R., MUCHERONI, M., and NETO, A. Image Processing in Automated Measurements of Raindrop Size and Distribution. *Comput. Electron. Agric.* Vol. XXIII, No. 3, 1999, pp. 205-217.
- DECHMI, F. *Gestión del agua en sistemas de riego por aspersión en el valle de Ebro: análisis de la situación actual y simulación de escenarios*. Tesis doctoral. Zaragoza, España: Universidad de Lleida, diciembre de 2002.
- EIGEL, J.D. and MOORE, I.D. A Simplified Technique for Measuring Raindrop Size and Distribution. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* Vol. XXVI, No. 4, 1983, pp. 1079-1084.
- FLORES, G.L. y LÓPEZ, R.B. *Análisis hidrodinámico de un sistema de recirculación de agua para uso en acuacultura utilizando técnicas óptimas PIV y PTV*. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Toluca, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, 2012.
- HAUSER, D., AMAYENC, P., NUTTEN, B., and WALDTEUFEL, P. A New Optical Instrument for Simultaneous Measurement of Raindrop Diameter and Fall Speed Distributions. *J. at Ocean. Technol.* Vol. I, No. 3, 1984, pp. 256-269.
- IDO, T., MURAI, Y., and YAMAMOTO, F. Post-Processing Algorithm for Particle-Tracking Velocimetry Based on Ellipsoidal Equations. *Exp. Fluids*. Vol. 32, 2002, pp. 326-336.
- JENSEN, K.D. Flow Measurements. *J. of the Braz. Soc. of Mech. Sci. & Eng.* Vol. XXVI, 2004, pp. 400-419.
- JONES, D.M. *Rainfall Drop-Size Distribution and Radar Reflectivity*. Fort Monmouth, New Jersey: Illinois State Water Survey, Meteorology Laboratory, Research Report No. 6, 1956, pp. 20.
- KINCAID, D.C., SOLOMON, K.H., and OLIPHANT, J.C. Drop Size Distributions for Irrigation Sprinklers. *Trans. of ASAE*. Vol. XXXIX, No. 3, 1996, pp. 839-845.
- KOHIL, R.A. and DeBOER, D.W. Drop Size Distributions for a Low Pressure Spray Type Agricultural Sprinkler. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* Vol. XXVII, No. 6, 1984, pp. 1836-1840.
- MAGARVEY, R.H. Stain Method of Drop Size Determination. *J. Meteorol.* Vol. XIV, 1956, pp. 182-184.
- MANG, M.L. and JOSS, J. An Optical Disdrometer for Measuring Size and Velocity of Hydrometeors. *J. at Ocean. Technol.* Vol. XVII, 2000, pp. 130-139.
- MONTERO, J., TARJUELO, J.M., and CARRIÓN, P. Sprinkler Droplet Size Distribution Measured with an Optical Spectropluviometer. *Irrigation Sci.* Vol. I, No. 22, 2003, pp. 47-56.
- PLAYÁN, E., ZAPATA, N., FACI, J.M., TOLOSA, D., LACUEVA, J.L., PELEGÓN, J., SALVADOR, R., SÁNCHEZ, I., and LAFITA, A. Assessing Sprinkler Irrigation Uniformity using a Ballistic Simulation Model. *Agric. Water Manag.* Vol. LXXXIV, No. 1-2, 2006, pp. 89-100.
- PRASAD, A.K. Particle Image Velocimetry. *Exp. Fluids*. Vol. LXXIX, No. 1, 2000, pp. 51.
- RAFFEL, M., WILLERT, C.E., and KOMPENHANS, J. *Particle Image Velocimetry*. New York: Ed. Springer, 1998.
- SALLES, C., POESEN, J., and BORSELLI, L. Measurement of Simulated Drop Size Distribution with an Optical Spectro-Pluviometer: Sample Size Considerations. *Earth Surface Processes Landforms*. Vol. XXIV, No. 6, 1999, pp. 545-556.
- SALINAS, T.H., GARCÍA, A.J., MORENO, H.D., and BARRIENTOS, G.B. Particle Tracking Velocimetry (PTV) Algorithm for Non-Uniform and Non-Spherical Particles. *Proceedings, Electronics, Robotics and Automotive Mechanics Conference*, CERMA. Núm. 2, Cuernavaca, Morelos, México, del 26 al 29 de septiembre de 2006, pp. 322-327.
- SALINAS, T.H. y GARCÍA, A.J. Experimental formula for the settling velocity of sediments in cross-flow. *Water Technology and Sciences* therefore Hydraulic Engineer in Mexico. Vol. II, No. 2, 2011, pp. 175-182.
- SALVADOR, R., BAUTISTA, C., BURGUETE, J., ZAPATA, N., SERRETA, A., and PLAYÁN, E. A Photographic Method for Drop Characterization in Agricultural Sprinklers. *Irrigation Sci.* Vol. XXVII, February, 2009, pp. 307-317.
- SANG, Y.L. and YU, D.K. Sizing of Spray Particles using Image Processing Technique. *KSME International Journal*. Vol. XVIII, No. 6, 2004, pp. 879-894.
- SMITS A.J. and LIM T.T. *Flow Visualization: Techniques and Examples*. Singapore: Ed. Imperial College Press, 2000, 396 pp.

- SUDHEER, K.P. and PANDA, R.K. Digital Image Processing for Determining Drop Sizes from Irrigation Spray Nozzles. *Agric. Water Manag.* Vol. XLV, 2000, pp. 159-167.
- VAN DYKE, M. *An Album of Fluid Motion*. Stanford: Ed. Parabolic Press, 1982, 176 pp.
- VIRANT, M. and DRACOS, T. 3D PTV and Application on Lagrangian Motion. *Meas. Sci. Technol.* Vol. 8, 1997, pp. 1539-1552.
- VORIES, E.D., VON BERNUTH, R.D., and MICKELSON, R.H. Simulating Sprinkler Performance In Wind. *J. Irrig. and Drainage Div. ASCE*. Vol. CXIII, No. 1, 1987, pp. 119-130.
- WESTERWEELE, J. *Digital Particle Image Velocimetry. Theory and Application*. Ph. D. Thesis. Delft: University of Technology, the Netherlands, 1993.

Dirección institucional de los autores

Dr. Humberto Salinas Tapia

Profesor-investigador del CIRA

Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA)

Universidad Autónoma del Estado de México

Carretera Toluca-Ixtlahuaca, km 14.5

San Cayetano de Morelos

50295 Toluca, Estado de México, México

Teléfono: +52 (722) 2965 550 y 51 / 180 6191 y 92,

extensión 103

hsalinast@uaemex.mx

M.I. Cruz Octavio Robles Rovelo

M.I. Dagoberto Chávez Carlos

Dr. Carlos Francisco Bautista Capetillo

Universidad Autónoma de Zacatecas

Av. Ramón López Velarde 801, Col. Centro

98000 Zacatecas, Zacatecas, México

Teléfono: +52 (492) 9222 001

corr03@hotmail.com

dago_chc@hotmail.com

baucap@uaz.edu.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

EFECTOS DEL HURACÁN *WILMA* AL ACUÍFERO DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN, MÉXICO

• Eduardo Graniel-Castro* • Jazmín Yam-Caamal •

Universidad Autónoma de Yucatán, México

*Autor de correspondencia

Resumen

GRANIEL-CASTRO, E. & YAM-CAAMAL, Y. Efectos del huracán *Wilma* al acuífero de la península de Yucatán, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 141-147.

Los cambios ambientales y climáticos en el mundo han incrementado el número de huracanes, como *Gilberto* en 1988, *Opal* y *Roxana* en 1995, *Isidore* en 2002, y *Emily* y *Wilma* en 2005. Estos fenómenos naturales han causado inundaciones, interrupción del servicio eléctrico, pérdida de cosechas, y daños en la infraestructura habitacional y carretera en el estado de Yucatán, México. En octubre de 2005, el huracán *Wilma* pasó por Yucatán con una precipitación de 314.3 mm, ocasionando que las cargas hidráulicas del acuífero ascendieran 1.5 m y la interfase salina fuera desplazada hacia abajo unos 9 m en los pozos (1B y 2C), regresando en enero a su posición anterior debido a la heterogeneidad del subsuelo cárstico. La dirección del flujo subterráneo fue de sureste a noroeste y no cambió por el huracán *Wilma*. Se presentó el efecto de dilución de los contaminantes existentes antes del huracán en la mayoría de los pozos, excepto el 2A, en el cual se incrementaron los nitratos debido a la materia orgánica acumulada por las inundaciones de la zona. En general, los huracanes en Yucatán resultan benéficos para el acuífero debido a la recarga de agua que diluye la contaminación existente, aunque no para la población, por los daños en las infraestructuras.

Palabras clave: dinámica, carst, interfase salina, huracán *Wilma*, Yucatán, calidad de agua.

Abstract

GRANIEL-CASTRO, E. & YAM-CAAMAL, Y. Effects of Hurricane *Wilma* on the Aquifer in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 141-147.

Environmental and climate changes worldwide have increased the number of hurricanes, for example, Gilberto in 1988, Opal and Roxana in 1995 and Isidore in 2002, and Emily and Wilma in 2005. These natural phenomena have caused floods, power outages, loss of crops and damages to housing and roads in the state of Yucatan, Mexico. In October 2005, hurricane Wilma passed through the Yucatan with 314.3 mm in precipitation, causing the hydraulic loads of the aquifer to increase 1.5 m, lowering the saline interface in wells 9 m (1B and 2C), which returned to their position in January due to the heterogeneity of the karstic subsoil. The direction of the groundwater flow was southeast to northwest and did not change as a result of hurricane Wilma. Pollutants existing before the hurricane were diluted in most of the wells, except 2A, in which nitrates increased due to organic matter accumulated from floods in the area. In general, hurricanes in the Yucatan are beneficial to the aquifer due to the recharge of water and dilution of existing pollutants, although they are not beneficial to the population because of damage to infrastructure.

Keywords: Dynamic, karstic, saline interface, hurricane *Wilma*, Yucatan, water quality.

Introducción

La dinámica de los acuíferos costeros se ve influenciada por las precipitaciones extraordinarias provocadas por los huracanes, originando la variación de la interfase agua dulce-agua salada, por lo que conocer los efectos que causan al acuífero resulta muy importante, como en el litoral costero de Yucatán, México, el cual

se encuentra en la trayectoria de los huracanes del Atlántico y del Caribe, como *Isidore* en 2002, y *Emily* y *Wilma* en 2005.

Las características cársticas del subsuelo y la topografía casi plana del terreno (SARH, 1989) ocasionan que la mayoría de las aguas pluviales se infiltrén al acuífero, ocasionando que el nivel del agua se incremente, que la interfase salina se desplace a mayor profundidad y que

la calidad del agua subterránea cambie. Por lo anterior, resulta muy importante entender las variaciones verticales y espaciales de la interfase salina y de la calidad del agua subterránea debido al paso de los huracanes.

Durante el paso del huracán *Wilma* se presentó una precipitación extraordinaria de 200 mm en dos días, lo cual ocasionó que la zona costera oriente se inundara y algunos pozos presentaran artesianismo. La zona de estudio se encuentra en la franja costera noroeste entre San Felipe y El Cuyo del estado de Yucatán, cubriendo 20 km tierra adentro, y está formada por seis pozos de observación ubicados en dos transectos perpendiculares a la línea de costa (transecto 1: San Felipe-Panabá; Transecto 2: El Cuyo-Colonia Yucatán), ubicados a 5, 10 y 15 km de la línea de la costa, con profundidades de 20, 30 y 40 m, creciendo con su lejanía de la línea de costa (figura 1).

El clima en la zona costera presenta tres estaciones climáticas: lluvias (junio-octubre), secas (febrero-mayo) y nortes (noviembre-enero) (CNA, 1997). La precipitación promedio es de 1 058 mm y la temperatura promedio es de 26.6 °C (CNA, 2005).

El acuífero está constituido por calizas de moluscos, masivas, de color blanco a crema del pleistoceno-holoceno, cuyos afloramientos conforman una banda más o menos amplia a lo largo de la costa, muy sensible por su gran permeabilidad. Una franja relativamente amplia en la zona está formada por dunas de arena y suelo de caliza coquinífera; contiene suelo lacustre constituido por arenas, arcillas y lodos calcáreos; es algo impermeable (CNA, 1997).

Entre los transectos existen depresiones topográficas que muchas veces se encuentran 5 m abajo de la planicie debido a la serie de fallas y fracturas; en algunos sitios, el nivel estático llega a aflorar, formando lagunas localmente conocidas como "sabanitas" (Tinajero *et al.*, 1981; Back y Lesser, 1981).

La profundidad al nivel freático es de apenas unos metros y presenta cargas hidráulicas que varían entre 2 y 5.5 m, originando un gradiente hidráulico del orden de 0.50 m/km, debido al tipo de material y a las características físicas del terreno (IMTA, 2003; Vera, 2005; Carrillo-Cauich, 2006; Yam, 2006). El agua del acuífero es de tipo cárstica-bicarbonatada, con excepción del pozo 2A, que es un agua del tipo clorurada-

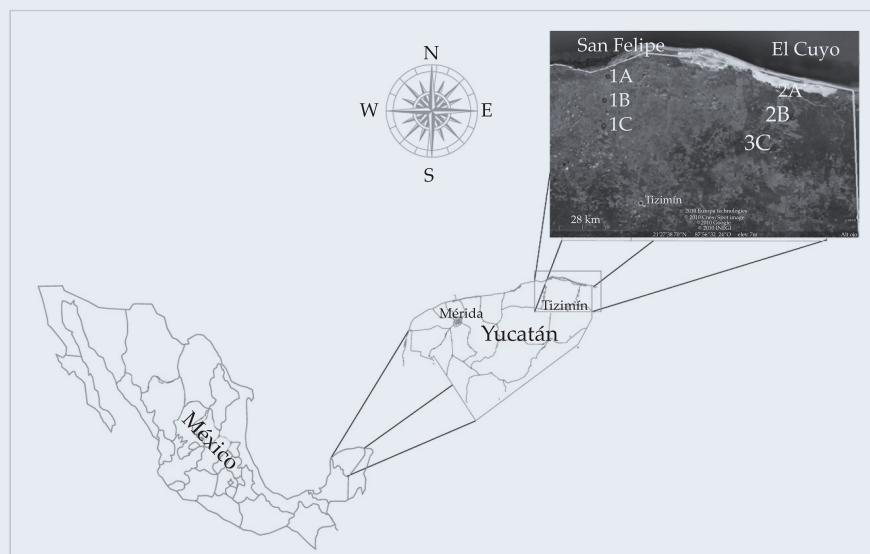


Figura 1. Localización de la zona de estudio.

sódica (IMTA, 2003). El objetivo del estudio fue determinar los efectos en cantidad y calidad de agua que ocasionó al acuífero de Yucatán el paso del huracán *Wilma*.

Metodología

El estudio se llevó a cabo de septiembre de 2005 a enero de 2006. Se realizaron tres campañas de campo cada dos meses. In situ se midió la profundidad al nivel estático, registros de calidad de agua (temperatura, potencial de hidrógeno, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y potencial redox) y muestreo de agua. La profundidad de la recolección de las muestras de agua varió de acuerdo con la conductividad eléctrica, la cual debe ser menor a 2 500 mS/cm, debido a que empieza a presentar un sabor salado por la presencia de sales que pueden ocasionar problemas de salud. Las muestras de agua se analizaron en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY) de acuerdo con el "Métodos Standard" (APHA, 1992) y se determinó calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}), sodio (Na^+), potasio (K^+), bicarbonatos (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), cloruro (Cl^-), nitratos (NO_3^-), nitrógeno total kendal (NKT), nitrógeno amoniacal (NH_3), nitrógeno orgánico (N_{org}) y nitritos (NO_2); previo al manejo de los resultados analíticos, se estimó el porcentaje de error mediante el cálculo de balance iónico. Para el análisis del comportamiento de la interfase salina se consideró a la conductividad eléctrica debido a que representa la habilidad del agua de transmitir corriente eléctrica y es directamente proporcional al contenido de sales en el agua (López y Mena, 1988).

Resultados y discusión

La dirección del flujo de agua subterránea es de sureste a noroeste descargando el agua subterránea al mar y no presentó cambio de dirección por el huracán *Wilma* (figura 2); los gradientes hidráulicos variaron entre 0.11 y

0.32 m/km, y las cargas hidráulicas entre 1.65 y 6.69 m. En el pozo 1C se tuvo un incremento de la carga hidráulica de 0.50 msnm y en el pozo 2B de 1.5 msnm durante el huracán *Wilma*, regresando a su posición original en enero de 2006 (figura 3).

La temperatura, oxígeno disuelto y potencial de hidrógeno no tuvieron cambios significantes debido al huracán y mostraron condiciones normales. Analizando la conductividad eléctrica, los pozos 1B y 2B contuvieron agua dulce y el pozo 2A tuvo agua salada en todo su espesor (figura 4).

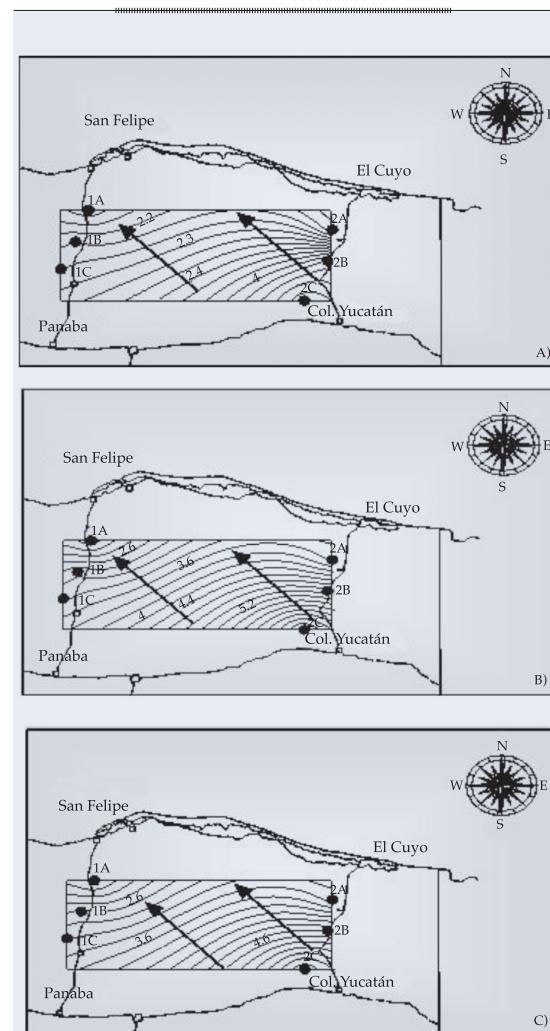


Figura 2. Dirección del flujo de agua subterránea: a) septiembre 2005, b) noviembre 2005 y c) enero 2006.

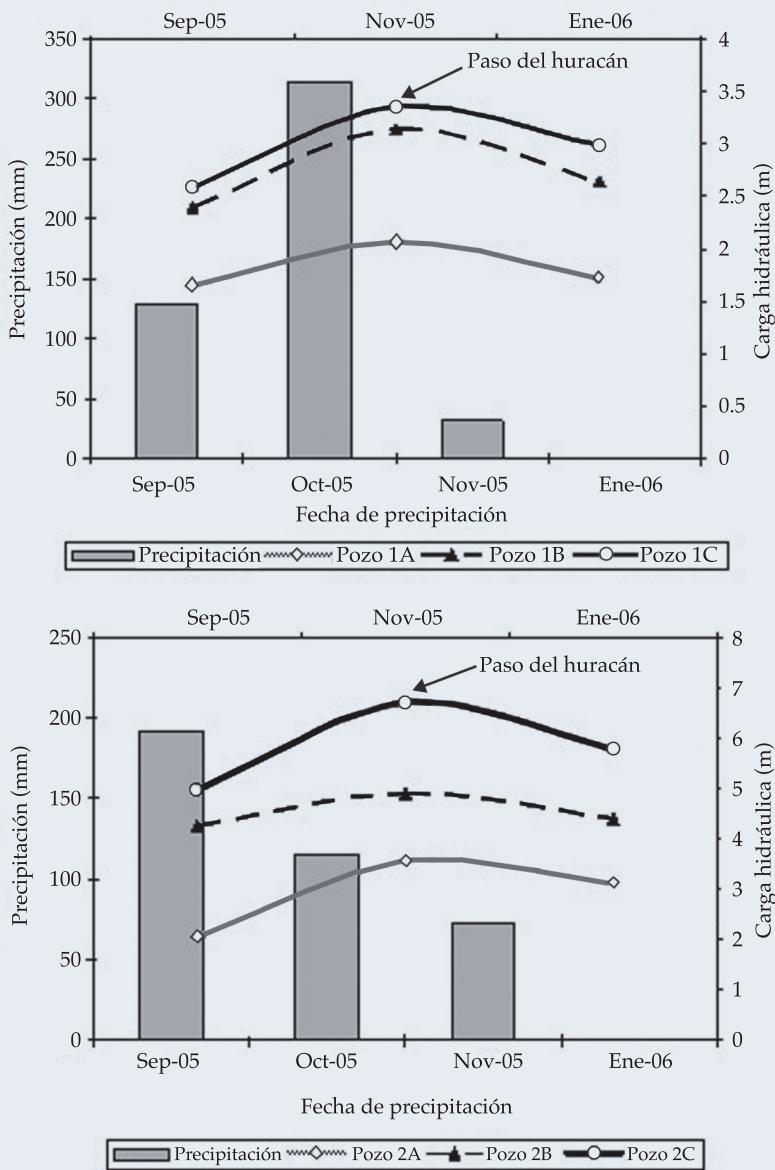


Figura 3. Variación de la carga hidráulica (m) y de la precipitación (mm).

En el pozo 1A, la interfase salina se inició a los 15 m de profundidad y en el pozo 1C a los 26 m de profundidad, presentando un desplazamiento hacia abajo de 1 m en noviembre de 2005 ocasionado por el incremento de la carga hidráulica (0.50 msnm). En el pozo 2C, en septiembre de 2005 y enero de 2006, el techo de la intrusión salina se localizó a los 30 m de profundidad y en noviembre a los 39 m de profundidad,

observándose un desplazamiento de 9 m de profundidad debido al incremento de la carga hidráulica (1.5 msnm).

De acuerdo con el potencial redox (Eh) (figura 5), los pozos 1B, 2A y 2C presentaron condiciones anaeróbicas después del huracán, con tendencia a mejorar su calidad con el paso del tiempo; los pozos 1A, 1C y 2B disminuyeron sus valores, aunque permanecieron en condiciones aeróbicas.

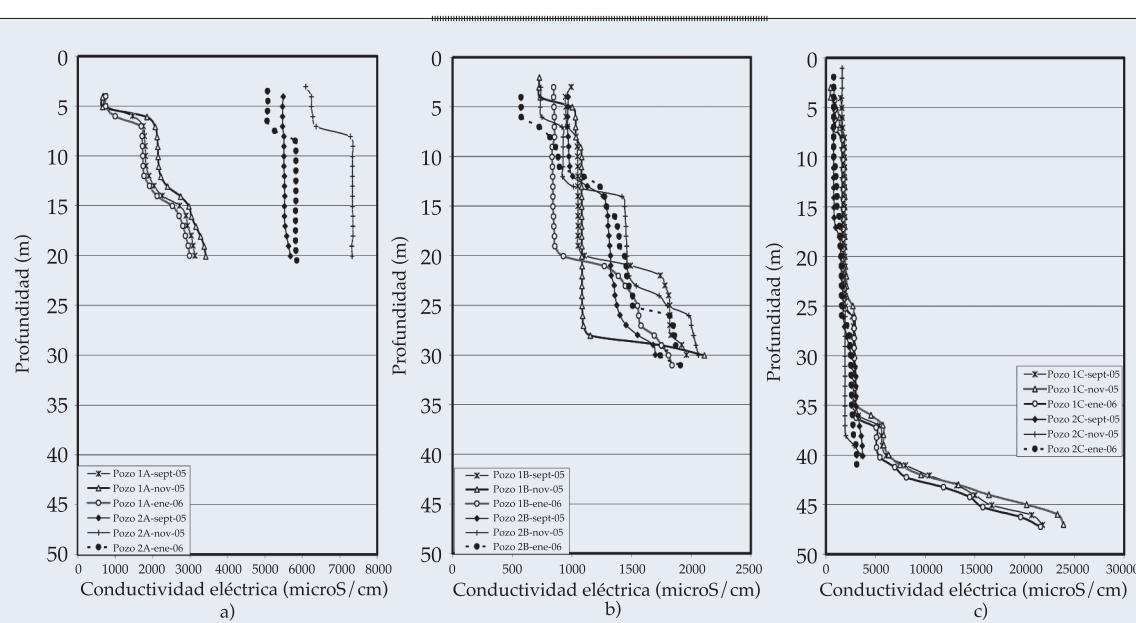


Figura 4. Perfiles de conductividad eléctrica: a) pozos 1A y 2A, b) 1B y 2B y c) 1C y 2C.

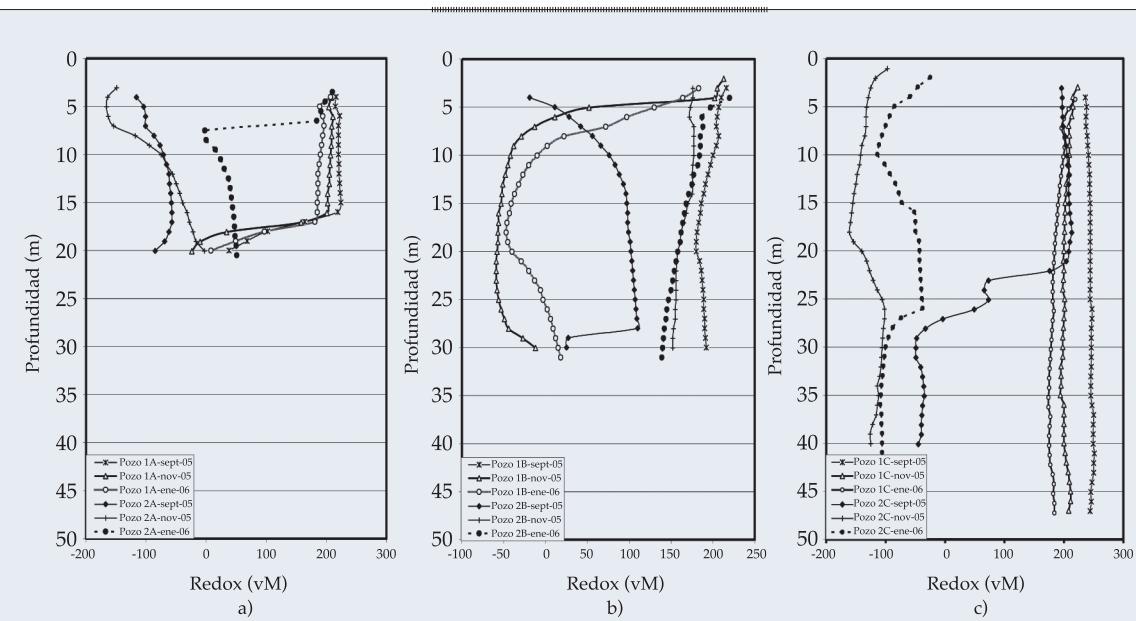


Figura 5. Perfiles de redox: a) pozos 1A y 2A, b) 1B y 2B y c) 1C y 2C.

Los resultados de los análisis de laboratorio tuvieron un error en el balance iónico menor al 10%. En el transecto 1, el Ca, Na, Cl, NO_3 y el HCO_3 disminuyeron después del huracán, y el Mg, K y SO_4 aumentaron debido al arrastre de

material de la superficie. En el transecto 2 se presentó un incremento de Ca, Mg, K, HCO_3 y SO_4 con el paso del huracán y se presentó una baja de Na, Cl y NO_3 debido al proceso de dilución (figura 6).

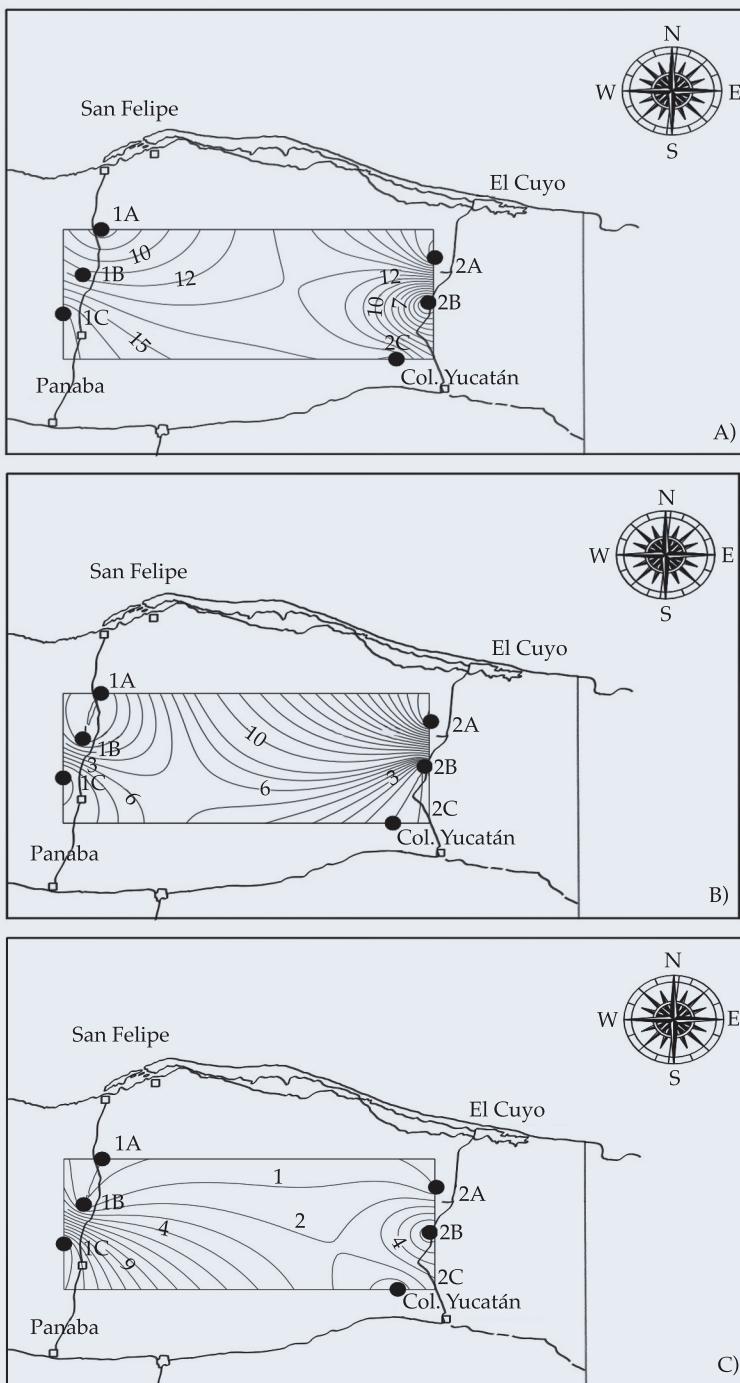


Figura 6. Isoconcentraciones de nitratos en mg/l: a) septiembre 2005, b) noviembre 2005 y c) enero 2006.

Conclusiones

La dirección del flujo subterráneo en la zona costera nororiental de Yucatán es de sureste a

noroeste; no cambió de dirección por el paso del huracán *Wilma*.

La carga hidráulica se incrementó 1.5 m en algunos pozos, regresando a la posición

que tenía en enero 2006. Las mayores cargas hidráulicas se presentaron en el transecto El Cuyo-Colonia Yucatán, donde existen fracturas, fallas y conductos de disolución. A medida que los pozos se localizan lejos de la costa, la carga hidráulica se incrementa y la interfase salina se desplaza a grandes profundidades.

El techo de la intrusión salina en los pozos 1B y 2C fue desplazado hacia abajo 9 m, y en el pozo 1C se desplazó hacia abajo 1 m, regresando en enero 2006 a sus posiciones antes del huracán.

En el acuífero se presentó el efecto de dilución de los contaminantes presentes en la mayoría de los pozos, con excepción del pozo 2A, donde se incrementaron los nitratos debido a la infiltración de la materia orgánica acumulada por la inundación que sufrió el terreno en esa zona.

En general, el paso de los huracanes en Yucatán resulta favorecedor para el acuífero, debido a que lo recarga por el gran volumen de agua que se infiltra y por diluir la contaminación existente; aunque, en general, no es beneficioso para la población, por los daños que ocasiona en la infraestructura y salud de los habitantes.

Agradecimientos

Al Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Estado de Yucatán por el apoyo del proyecto con clave YUC-2003-CO2-027, denominado "Caracterización de la dinámica de la interfase salina y de la calidad del agua en el acuífero costero del Estado de Yucatán", a la Comisión Nacional del Agua, Gerencia Regional Península de Yucatán, y a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, por el apoyo para realizar este trabajo.

Recibido: 04/02/2011
Aceptado: 05/11/2013

Referencias

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18 th edition. Washington, DC: American Public Health Association, 1992.

- BACK, W. and LESSER J.M. Chemical Constraints of Groundwater Management in the Yucatan Peninsula, Mexico. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. *Journal of Hydrology*. Vol. 51, 1981, 119-130.
- CARRILLO-CAUICH, M.E. *Estudio hidrogeológico de la costa nororiental de Yucatán*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, 2006.
- CNA. *Diagnóstico de la Región XII, Península de Yucatán*. Subdirección General de Programación, Gerencia de Planeación Hidráulica, Gerencia Regional de la Península de Yucatán, Mérida, Yucatán, 1997.
- CNA. *Datos climatológicos*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, 2005.
- IMTA. *Definición de las reglas de operación del acuífero costero de la península de Yucatán*. Reporte técnico. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2003.
- LÓPEZ, G. y MENA, I. *Aspectos metodológicos en el estudio de la intrusión salina* [en línea]. 1988. Disponible en World Wide Web: http://www.igme.es/internet/web_aguas/igme/publica/libro41/lib41.htm.
- SARH. *Sinopsis geohidrológica del estado de Yucatán*. México, DF: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica, Dirección General de Administrativo y Control de Sistemas Hidrológicos, 1989, 50 pp.
- TINAJERO, G.J., VELÁZQUEZ, A.L. y ZÚÑIGA, O.D. *Hidrogeología e hidrogeoquímica regional de la península de Yucatán*, México. Cap. II.2 del proyecto CPNH-IAS 8104. En *Estudio de las características geohidrológicas del acuífero en el área de Mérida Yucatán*. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México, 1981.
- VERA, I. *Estudio de la dinámica de la interfase salina y características fisico-químicas del acuífero nororiental del estado de Yucatán*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, 2005, 85 pp.

Dirección institucional de los autores

Dr. Eduardo Graniel-Castro
Ing. Jazmín Yam-Caamal

Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Av. Industrias No Contaminantes por Anillo Periférico
Norte s/n
97310 Mérida, Yucatán, México
Teléfono: +52 (999) 9300 550, extensión 1028
Fax: +52 (999) 9300 559
graniel@uady.mx
jaztere@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



Efectos de la sequía en los cuerpos de agua, San José de la Laguna, Durango, México.

Foto: Óscar Alonso Barrón.

ASSESSMENT OF OBTAINING IDF CURVE METHODS FOR MEXICO

• Francisco Manzano-Agugliaro* • Antonio Zapata-Sierra •
 • Juan Francisco Rubí-Maldonado •

Universidad de Almería, Spain

* Corresponding author

• Quetzalcoatl Hernández-Escobedo •
Universidad Veracruzana, Mexico

Abstract

MANZANO-AGUGLIARO, F., ZAPATA-SIERRA, A., RUBÍ, J.F. & HERNÁNDEZ-ESCOBEDO, Q. Assessment of Obtaining IDF Curve Methods for Mexico. *Water Technology and Sciences* (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 149-158.

This paper assesses the methods of obtaining IDF curves for the country of Mexico: modified Wencel, Chen, modified Chen, Témez and modified Témez. The data came from a total of 63 automated weather stations distributed throughout the country, recording data every 10 minutes for a minimum of 7 years. For the analysis, stations 50 km or less from the coast were identified as coastal and the remaining as inland. For each station, all of the parameters for the methods mentioned to calculate the IDF curves were evaluated for durations of 10 minutes to 24 hours, and return periods of 2 to 500 years. It was shown that when rainfall records for 10 minutes or less are used the Wencel method is recommended, and when the records are hourly the Chen method is recommended. When rainfall data are daily for durations under 2 h, the modified Témez method is required, and for durations of more than 2 h the best method is the modified Chen for inland areas and modified Témez for coastal areas.

Keywords: Mexico, IDF, extreme rainfall, coastal, inland, Wencel, Chen, Témez.

Resumen

MANZANO-AGUGLIARO, F., ZAPATA-SIERRA, A., RUBÍ, J.F. & HERNÁNDEZ-ESCOBEDO, Q. *Evaluación de métodos de obtención de curvas IDF para México*. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 149-158.

En este trabajo se evalúan los métodos de obtención de curvas IDF para México: Wencel modificado, Chen, Chen modificado, Témez y Témez modificado. Los datos proceden de 63 estaciones automáticas (EMAS), distribuidas por todo el país, con registros cada 10 minutos y durante siete años como mínimo. Para el análisis se han diferenciado estaciones de costa cuando están a 50 km o menos de esa zona, y las demás como de interior. Se han valorado para cada una de las estaciones, todos los parámetros de los métodos de cálculo de curvas IDF mencionados, para duraciones entre 10 minutos y 24 horas, y para períodos de retorno de 2 a 500 años. Se ha comprobado que cuando se tienen registros de lluvia cada 10 minutos o menos, se recomienda el método de Wencel; cuando se tienen registros de lluvia horarios, se aconseja el método de Chen; cuando los datos de lluvia son diarios, para duraciones menores de 2 h, se necesita el método de Témez modificado; para duraciones de más de 2 h, el mejor es el de Chen modificado para las zonas del interior y Témez modificados para las zonas costeras.

Palabras clave: México, IDF, lluvia extrema, costa, interior, Wencel, Chen, Témez.

Introduction

The dimensioning of hydraulic structures is based on the design flood (Singh and Hao, 2011). The level of desired performance is often determined by the potential damage and severity of weather hazards that could cause failure, malfunction or overflow structure in question (Soro *et al.*, 2010). Thus, in the case

of stormwater management, the dimension of various components of the infrastructure system (case of pipes and canals sanitation) is based on the return period of heavy rainfall events (Monhymont and Demarée, 2007; Segond *et al.*, 2007). This information is often expressed as Intensity-Duration-Frequency (IDF) curves obtained from a statistical study of extreme events.

For the country of Mexico there is a map of IDF curves developed by the Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT, 1990); in the literature are studies such as Campos (1990) who obtained IDF curves Cazadero, Zacatecas, applying the equations of Bell and Chen, widespread heavy rains; also Pereyra-Díaz *et al.* (2004) in a preliminary study, adjusted equations Sherman (1931), Wenzel (modified by Chow *et al.*, 1988) and Koutsoyiannis *et al.* (1998) to the intensities of 11 severe storms recorded during the period 1999-2002. All of these studies show the need for continuous records of precipitation for major cities, to use extreme rainfall in urban design.

The aim of this paper is to assess the different procedures for obtaining the IDF relationships for Mexico, based on two approaches: the reference method and empirical method, in order to first determine whether there are differences in behaviour between coastal and interior geographical areas, and if so, which model is best suited to each zone, depending on rainfall data available.

Data and methods

Data

To assess the different methods for obtaining IDF ratios in coastal and inland areas, records were used from the network of automatic weather stations (EMAs) administered by the General Coordination of National Weather Service (CGSMN) with satellite transmission. This network has 133 automatic weather stations installed throughout the country. The age of the series of records of this network of stations is variable depending on the station, so 63 stations have been selected with record set which are limited between 1999 and 2008, see figure 1. The choice of these 63 stations have been allowed for this work with data sets a minimum period of 8 years for those 86%, increasing to 90% when the minimum age of the series is 7 years. Works realized in other countries also use short lengths of series

to analyze these phenomena if they do not arrange of longer series, for example Lam and Leung (1994) in Hong Kong (China) or Zapata-Sierra *et al.* (2009) in Spain, that a similar length of the series gave similar results to longer series. For Mexico, Escalante y Reyes (2004), have observed that for records longer than 20 years, the R (ratio of rain for 1 h to 24 h) becomes stable, and Mendoza-Resendiz *et al.* (2013) use series of data of 7 years length for the calculation of synthetic rains.

Precipitation records used in this work are made by the height of precipitation (in mm) in 10 minutes (GMT) for each station, for each month and year of the study period. Thus, we have had a total of 105, 120 records per station and year. Table 1 lists the stations included in the study, and table 2 offers their classification in the coastal (C) or inland (I) zone and the period of data used. Figure 1 shows the spatial distribution of the 63 automatic weather stations on the country of Mexico.

Intensity-duration-frequency analysis

Some authors propose the use of double Gumbel distribution in areas where there is possibility of rain with two different generation mechanisms (Guichard-Romero *et al.*, 2009). But since in the central regions of Mexico has found a better fit for the Gumbel distribution (Domínguez-Mora *et al.*, 2013), and that in the case of short data series, Gumbel distribution gives good results (Tung and Wong, 2013), this one has been chosen. Figure 2 shows an adjustment to the Gumbel distribution for observed data (annual maximum) at Acapulco station. At each station, frequency analysis was carried out using the maximum annual rainfall for each of the rainfall durations selected, by fitting each series to a Gumbel distribution using the maximum-likelihood method (Zapata-Sierra *et al.*, 2009).

For the return periods $T = 2, 5, 10, 25, 50$ and 100 years, the rainfall-height values, R_t^T , were obtained for each rainfall duration considered, t , and the corresponding intensities, r_t^T .

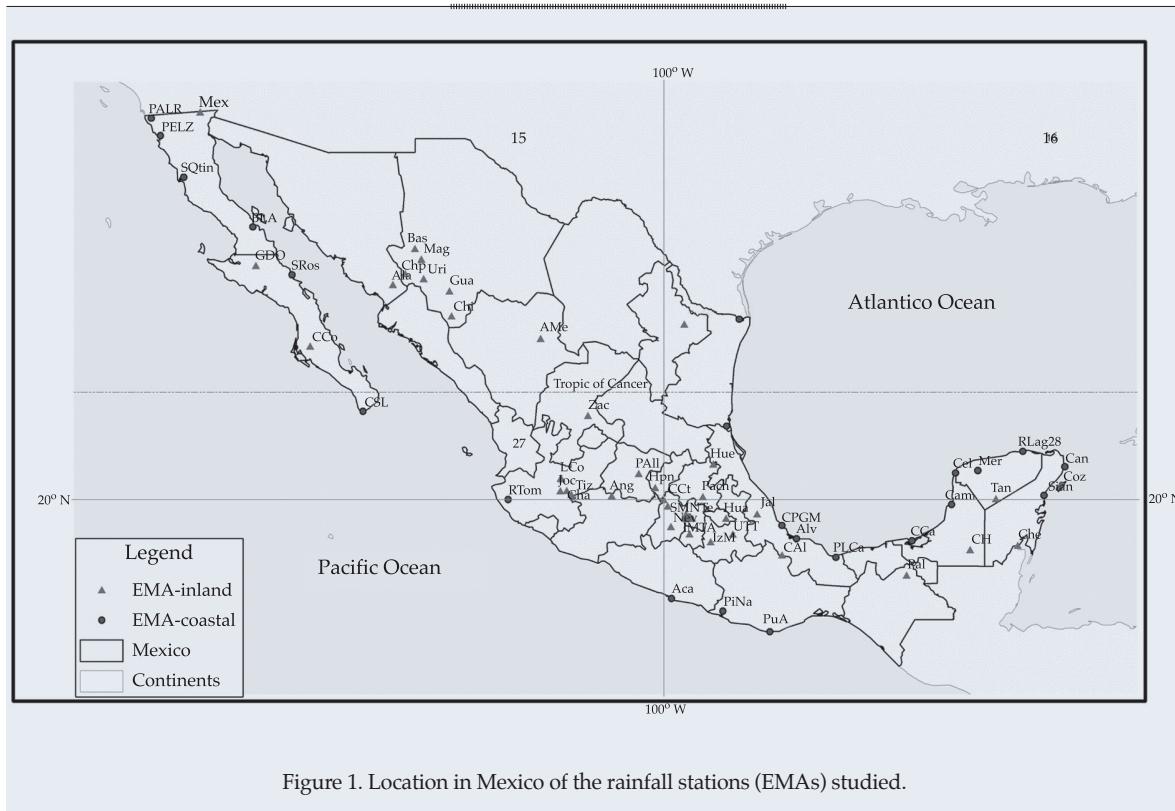


Figure 1. Location in Mexico of the rainfall stations (EMAs) studied.

Table 1. Values calculated for the parameters of the following equations: Wenzel, Chen, Chen modified and Témez modified.

Station	Wenzel (1)				Chen (2)			Chen modified (3)			Témez modified (5)	
	a	b	c	d	a ₁	b ₁	c ₁	a ₂₄	b ₂₄	c ₂₄	a ₁	β ₁
Acapulco	65.90	0.113	0.786	0.422	1.220	0.236	0.654	10.64	0.242	0.655	0.973	-0.222
Agustín	21.28	0.167	0.543	-0.125	1.040	-0.053	0.580	6.29	-0.054	0.578	1.005	-0.370
Álamos	60.78	0.124	1.135	0.533	1.922	0.691	1.225	41.60	0.637	1.159	0.980	-0.172
Altamira	112.85	0.136	1.044	0.997	2.067	1.040	1.047	29.16	1.032	1.041	0.955	-0.164
Alvarado	74.24	0.139	0.422	0.105	1.029	0.032	0.397	3.28	0.022	0.379	0.990	-0.297
Angamacutiro	49.61	0.139	1.241	0.404	2.223	0.663	1.433	82.59	0.648	1.410	0.995	-0.170
Atlacomulco	49.32	0.139	1.224	0.511	2.274	0.790	1.397	80.97	0.809	1.422	0.986	-0.164
Bahía Ángeles	12.40	0.232	1.016	0.145	1.239	0.134	0.976	27.61	0.134	0.977	1.006	-0.238
Basaseachi	41.79	0.157	0.955	0.268	1.252	0.238	0.927	21.81	0.237	0.926	0.992	-0.219
Cabo San Lucas	71.24	0.239	1.108	0.936	2.269	1.042	1.119	42.04	1.056	1.130	0.959	-0.158
Calakmul	119.01	0.097	1.215	1.119	3.841	1.619	1.429	89.46	1.629	1.436	0.957	-0.144
Campeche	95.12	0.082	0.800	0.716	1.251	0.468	0.694	8.44	0.391	0.618	0.958	-0.203
Cancún	131.39	0.204	0.615	0.696	1.173	0.319	0.495	5.10	0.311	0.487	0.956	-0.229
Cd. Alemán	147.15	0.084	1.043	1.332	2.277	1.348	1.027	23.31	1.202	0.937	0.945	-0.157
Cd. Constitución	36.08	0.149	0.625	0.343	0.891	0.112	0.477	5.01	0.109	0.473	0.974	-0.250
Cd. del Carmen	65.08	0.165	0.920	0.632	1.481	0.529	0.865	16.38	0.511	0.846	0.966	-0.191
Celestún	87.76	0.111	1.194	0.903	2.948	1.262	1.355	70.20	1.262	1.356	0.963	-0.151
Cerro Cat	39.63	0.117	0.793	0.692	1.258	0.450	0.692	9.87	0.454	0.695	0.959	-0.205
Chapala	54.09	0.169	1.221	0.470	2.317	0.730	1.393	72.39	0.719	1.379	0.989	-0.167

Table 1 (continuation). Values calculated for the parameters of the following equations: Wenzel, Chen, Chen modified and Témez modified.

Chetumal	69.68	0.138	0.721	0.488	1.150	0.274	0.629	7.32	0.249	0.597	0.967	-0.226
Chinatú	49.18	0.147	1.145	0.492	1.985	0.656	1.245	52.05	0.646	1.233	0.984	-0.174
Chinipas	98.40	0.150	1.306	0.903	5.279	1.643	1.703	198.91	1.684	1.738	0.967	-0.140
Cozumel	118.90	0.201	0.656	1.063	1.267	0.541	0.510	5.35	0.531	0.503	0.944	-0.212
CPGM	81.48	0.104	0.821	0.598	1.295	0.418	0.742	9.96	0.363	0.680	0.964	-0.206
ENCB	77.86	0.147	1.448	0.975	19.361	2.532	2.354	1 180.37	2.584	2.408	0.969	-0.127
Guachochi	47.88	0.131	1.005	0.522	1.541	0.520	0.999	24.77	0.515	0.993	0.976	-0.188
Gustavo DO	17.53	0.209	0.613	0.181	1.054	0.076	0.555	6.20	0.072	0.547	0.986	-0.271
Huamantla	83.01	0.160	1.337	0.594	4.234	1.210	1.759	186.42	1.161	1.704	0.985	-0.148
Huejutla	163.64	0.128	1.063	1.700	3.022	1.825	1.093	34.20	1.814	1.087	0.939	-0.150
Huimilpan	107.06	0.123	1.426	1.231	24.123	2.955	2.319	985.90	2.939	2.307	0.960	-0.124
IMTA	84.61	0.136	1.143	0.794	2.567	1.047	1.271	56.09	1.047	1.272	0.966	-0.159
Izúcar	130.50	0.219	1.323	1.439	7.681	2.367	1.688	275.13	2.509	1.776	0.952	-0.129
Jalapa	48.85	0.115	0.729	0.239	1.086	0.137	0.674	8.62	0.125	0.652	0.985	-0.250
Joicotepec	23.20	0.191	0.702	0.013	1.074	0.004	0.688	9.65	0.003	0.686	1.000	-0.309
Los Colomos	66.62	0.115	1.428	0.597	7.893	1.548	2.142	466.06	1.561	2.155	0.988	-0.140
Maguarichi	27.64	0.148	0.986	0.137	1.199	0.129	0.972	22.93	0.125	0.961	1.005	-0.244
Matamoros	119.93	0.160	1.259	1.165	5.260	1.862	1.574	147.19	1.902	1.602	0.957	-0.139
Mérida	101.20	0.121	0.906	0.587	1.420	0.484	0.855	13.82	0.412	0.773	0.968	-0.196
Mexicali	13.90	0.240	0.961	0.280	1.263	0.231	0.895	22.18	0.238	0.907	0.992	-0.217
Nevado	19.21	0.113	0.553	0.288	1.075	0.117	0.490	4.61	0.105	0.472	0.977	-0.264
Pachuca	25.87	0.161	1.017	0.225	1.299	0.227	1.011	24.35	0.204	0.959	0.999	-0.220
Palenque	102.30	0.211	0.983	0.693	1.675	0.642	0.943	24.24	0.646	0.948	0.965	-0.181
Pinotepa	129.17	0.183	0.941	1.137	1.873	0.992	0.880	15.86	0.920	0.830	0.947	-0.172
Psa. Abelardo	10.90	0.181	0.669	0.097	1.069	0.047	0.635	7.98	0.044	0.629	0.994	-0.283
Psa. Allende	25.91	0.157	0.741	0.037	1.100	0.019	0.722	11.65	0.015	0.709	1.000	-0.298
Psa. El Cuchillo	213.00	0.141	1.177	1.918	5.827	2.557	1.391	74.71	2.426	1.332	0.939	-0.137
Presa Emilio LZ	19.22	0.141	0.643	0.485	1.094	0.232	0.544	6.10	0.234	0.547	0.966	-0.237
Presa La Cangrejera	180.94	0.148	0.831	1.068	1.496	0.764	0.723	10.55	0.751	0.714	0.946	-0.187
Presa Madín	60.96	0.135	1.001	0.587	1.579	0.577	0.989	24.72	0.578	0.991	0.971	-0.184
Pto. Ángel	103.28	0.124	1.065	1.020	2.328	1.135	1.109	34.62	1.129	1.104	0.955	-0.161
Río Lagartos	246.83	0.215	0.880	2.162	2.114	1.691	0.752	10.92	1.613	0.720	0.929	-0.168
Río Tomatlán	123.85	0.114	0.944	1.004	1.808	0.898	0.901	17.37	0.861	0.873	0.951	-0.175
San Quintín	10.64	0.200	0.764	0.135	1.095	0.077	0.717	10.55	0.071	0.702	0.994	-0.266
Sian Kaan	41.90	0.118	0.226	-0.173	1.033	-0.033	0.259	1.87	-0.046	0.234	1.016	-0.334
SMN	97.80	0.123	1.361	1.078	10.937	2.282	2.003	371.11	2.214	1.963	0.963	-0.132
Sta. Rosalía	63.74	0.231	0.718	0.819	1.258	0.453	0.585	7.16	0.447	0.580	0.952	-0.210
Tantakin	78.95	0.194	0.797	0.674	1.261	0.430	0.686	9.78	0.424	0.680	0.960	-0.205
Tezontle	46.27	0.158	0.944	0.480	1.356	0.412	0.894	19.98	0.422	0.907	0.976	-0.198
Tizapán	37.70	0.177	0.724	0.306	1.144	0.172	0.655	8.68	0.167	0.648	0.979	-0.242
Tuxpan	322.25	0.176	1.413	1.925	31.190	3.884	2.186	853.75	3.689	2.124	0.946	-0.118
Urique	58.09	0.091	1.043	0.548	1.674	0.596	1.070	27.58	0.560	1.025	0.976	-0.181
UTT	41.74	0.156	1.339	0.447	3.273	0.920	1.708	156.39	0.911	1.698	0.996	-0.157
Zacatecas	68.35	0.206	1.508	0.817	28.599	2.509	2.628	1 216.78	2.184	2.342	0.978	-0.126

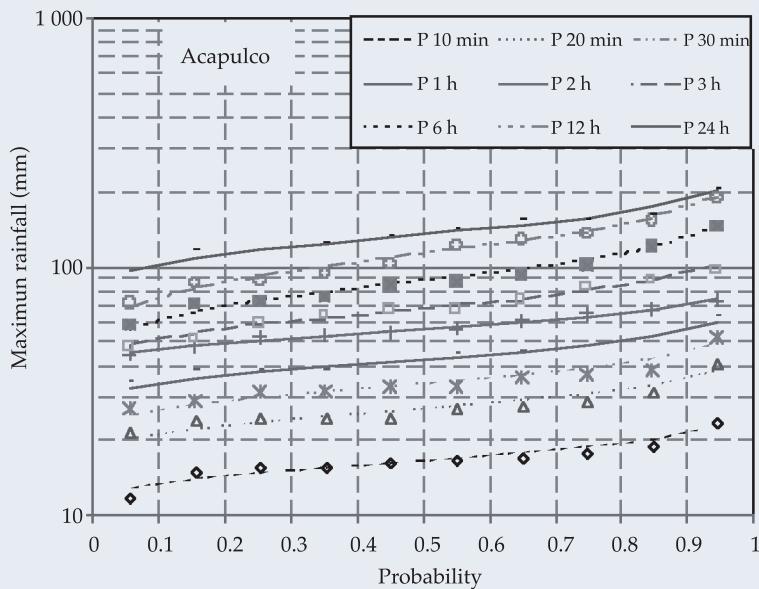


Figure 2. Example of measured maximum values (+) and Gumbel estimated data (---) for various durations, *versus* probability on Acapulco station.

Intensity-duration-frequency relationships

IDF relationship can be described mathematically by means of various expressions (Wenzel, 1982). The most common one, also called reference method, which groups the various intensity-duration curves for the various return periods in a single formula, is equation (1), which is applicable to locations with observatories keeping records for rainfall durations between 10 min and 24 h:

$$r_t^T = \frac{a T^b}{t^c + d} \quad (1)$$

where r_t^T is the mean intensity (mm h^{-1}) for the duration t (min) and the return period T (years), and a , b , c and d are parameters to be determined by fitting.

In cases where only 24 h rainfall data is available, regional rainfall characterization studies are carried out analyzing the ratios between short-lasting rainfall and rainfall over 1 h and/or 24 h (Bell, 1969; Chen, 1983; Froehlich, 1993 and 1995). Using isohyetal

rainfall maps for large regions of the USA, Chen (1983) obtained a ratio between the rainfall height for 1 h and 24 h, regardless of the return period, (R_1^T/R_{24}^T), that varies very little according to the geographical location, ranging between values of 0.1 and 0.6, with an average value of 0.4.

The equations used in this work are, Chen (1983):

$$r_t^T = \frac{a_1 r_1^T}{(t + b_1)^{c_1}} \quad (2)$$

where $a = a_1 r_1^T$, $b = b_1$ and $c = c_1$. The fitting parameters a_1 , b_1 and c_1 can be obtained from the known rainfall data from a given station by using optimization techniques and the least squares method.

Chen modified equation:

$$r_t^T = \frac{a_{24} r_{24}^{10} \log \left\{ 10^{2-x} \left[\ln \left(\frac{T}{T-1} \right) \right]^{-(x-1)} \right\}}{(t + b_{24})^{c_{24}}} \quad (3)$$

where $x = R_{24}^{100} / R_{24}^{10}$. These equations allow us to obtain the IDF ratios from 24 h rainfall data, Témez, 1987:

$$r_t^T = r_{24}^T \left(\frac{r_1^t}{r_{24}^T} \right) \frac{28^{0.1} - t^{0.1}}{28^{0.1} - 1} \quad (4)$$

where t is rainfall duration in h.

Témez modified (Zapata-Sierra *et al.*, 2009):

$$r_t^T = r_{24}^T \left(\frac{r_1^t}{r_{24}^T} \right)^{\alpha_1 + \beta_1 \ln t} \quad (5)$$

where the coefficients α_1 and β_1 can be determined by using optimization techniques based on the observed intensity data.

Results

Each equation parameters studied was obtained by optimization techniques, being minimum square error for data from each station using the frequency analysis, here in after observed data.

First, Wenzel's equation (1) was fitted to the rainfall-intensity data obtained from each station by means of frequency analysis ("observed data"), obtaining values for the parameters a , b , c , and d expressed in table 1. We then proceeded to estimate the rainfall-intensity values for the different durations and return periods by applying Chen's equation (2) with the coefficients a_1 , b_1 and c_1 , determined by using optimization techniques; Chen's modified equation (3), applying the coefficients a_{24} , b_{24} and c_{24} ; and Témez's equation (4) and its modified equation (5), optimizing the parameters α_1 and β_1 . The values for the parameters in equations (1), (2), (3) and (5) determined by optimization are shown in table 1.

In order to compare the estimates made by each procedure, we defined a coefficient of

variation (CV) as the ratio between the square root of the mean squared error and the mean of the rainfall values observed:

$$CV = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{i0} - x_{ic})^2}{n}} \quad (6)$$

where x_{i0} are the values obtained for the rainfall heights of the different rainfall durations and return periods, x_{ic} are the rainfall heights calculated for the different durations (10 min to 24 h) and return periods (2 to 100 years), and n is the number of rainfall data employed for each equation.

The equations of Témez modified (5) and Chen modified (3) require the use of parameters calculated for a nearby area. This may be done using the parameters obtained in this work (table 1).

Table 2 shows the values of the coefficients of variation (CV) (in bold indicate the lowest CV obtained in each EMA) obtained with the different expressions to generate the complete set of 10 minutes to 24 h the heights of rain for different return periods. We observe that equations (1), (2) and (5) are those with a greater number of stations with minimum CV value. Témez equation (4) is the worst result offers, surpassing in some cases the CV values of 0.1.

The figures 3 and 4 show the average values of CV obtained at coastal and inland stations, obtained for the two periods studied, less than 2 hours and less than 24 hours. In all cases, seen as the Témez equation gets higher CV, and then it is not recommended for use without particularization proposed in equation (4).

The results obtained for durations between 10 minutes to 24 hours and for a return period between 2 to 500 years, due the length of data was 7 years, the supported validity for these estimates is limited to the duration of one series of data. But where there is no other information, here is provided some guidance for hydrological design.

Table 2. Summarized results (CV coefficient of variation) obtained for rainfall durations of less than 24 h. Highlighted in bold the lowest CV obtained in each EMA. Zone: C = coastal Station, I = Inland station.

Id	Station	Zone	Period	Wenzel (1)	Chen (2)	Chen mod. (3)	Témez (4)	Témez mod. (5)
Aca	Acapulco	C	1999-2008	0.0102	0.0276	0.0282	0.0119	0.0113
AMe	Agustín	I	2003-2008	0.0131	0.0092	0.0110	0.0721	0.0056
Ala	Álamos	I	1999-2005	0.0106	0.0084	0.0193	0.0526	0.0198
Alt	Altamira	C	1999-2008	0.0088	0.0131	0.0143	0.0546	0.0203
Alv	Alvarado	C	2000-2008	0.0111	0.0067	0.0245	0.0154	0.0017
Ang	Angamacutiro	I	2000-2008	0.0082	0.0078	0.0115	0.0563	0.0207
Aco	Atlamulco	I	2000-2008	0.0097	0.0118	0.0073	0.0628	0.0217
BLA	Bahía Ángeles	C	2000-2007	0.0208	0.0181	0.0179	0.0184	0.0101
Bas	Basaseachi	I	1999-2008	0.0099	0.0095	0.0098	0.0111	0.0125
CSL	Cabo San Lucas	C	2000-2007	0.0186	0.0211	0.0196	0.0654	0.0227
Ckl	Calakmul	I	2003-2008	0.0115	0.0127	0.0119	0.0763	0.0238
Cam	Campeche	C	2000-2008	0.0131	0.0139	0.0338	0.0232	0.0135
Can	Cancún	C	2000-2007	0.0136	0.0137	0.0187	0.0098	0.0097
CA1	Cd. Alemán	I	2000-2008	0.0128	0.0165	0.0281	0.0557	0.0205
CCo	Cd. Constitución	I	2000-2007	0.0095	0.0408	0.0423	0.0038	0.0074
CCa	Cd. del Carmen	C	2000-2006	0.0136	0.0095	0.0159	0.0333	0.0162
Cel	Celestún	C	2000-2008	0.0090	0.0134	0.0133	0.0714	0.0229
CCt	Cerro Cat	C	2000-2007	0.0091	0.0123	0.0107	0.0223	0.0133
Cha	Chapala	I	1999-2008	0.0135	0.0097	0.0121	0.0603	0.0214
Che	Chetumal	I	1999-2008	0.0086	0.0110	0.0247	0.0108	0.0106
Chi	Chinatú	I	2000-2008	0.0081	0.0074	0.0102	0.0519	0.0199
Chp	Chinipas	I	1999-2008	0.0086	0.0116	0.0077	0.0875	0.0256
Coz	Cozumel	I	1999-2008	0.0138	0.0140	0.0185	0.0168	0.0116
CPGM	CPGM	I	2003-2008	0.0060	0.0062	0.0269	0.0220	0.0134
ENCB	ENCB	I	2001-2008	0.0115	0.0147	0.0086	0.1075	0.0285
Gua	Guachochi	I	2000-2008	0.0078	0.0074	0.0096	0.0372	0.0170
GDO	GustavoDO	I	2000-2006	0.0155	0.0167	0.0211	0.0149	0.0051
Hua	Huamantla	I	2000-2007	0.0095	0.0096	0.0142	0.0832	0.0249
Hue	Huejutla	I	2000-2008	0.0125	0.0129	0.0139	0.0591	0.0215
Hpn	Huimilpan	I	2000-2007	0.0126	0.0100	0.0111	0.1055	0.0282
IMTA	IMTA	I	1999-2008	0.0102	0.0063	0.0061	0.0636	0.0217
IzM	Izúcar	I	2000-2007	0.0170	0.0207	0.0147	0.0970	0.0278
Jal	Jalapa	I	2000-2008	0.0091	0.0077	0.0185	0.0079	0.0077
Joc	Joicotepec	I	1999-2006	0.0132	0.0118	0.0130	0.0517	0.0007
LCo	Los Colomos	I	2000-2008	0.0094	0.0062	0.0057	0.0938	0.0263
Mag	Maguarichi	I	1999-2006	0.0099	0.0087	0.0124	0.0209	0.0088
Mat	Matamoros	C	2000-2008	0.0100	0.0117	0.0084	0.0844	0.0254
Mer	Mérida	C	2000-2008	0.0074	0.0058	0.0277	0.0297	0.0153
Mex	Mexicali	I	2000-2008	0.0203	0.0210	0.0181	0.0136	0.0135
Nev	Nevado	I	2000-2008	0.0090	0.0042	0.0203	0.0069	0.0055
Pach	Pachuca	I	2000-2008	0.0126	0.0088	0.0212	0.0099	0.0126

Table 2 (continuation). Summarized results (CV coefficient of variation) obtained for rainfall durations of less than 24 h. Highlighted in bold the lowest CV obtained in each EMA. Zone: C = coastal Station, I = Inland station.

Pal	Palenque	I	2003-2008	0.0145	0.0141	0.0128	0.0433	0.0185
PiNa	Pinotepa	C	2003-2008	0.0114	0.0118	0.0236	0.0447	0.0187
PALR	Psa. Abelardo	C	2000-2007	0.0113	0.0111	0.0151	0.0275	0.0037
PAll	Psa. Allende	I	2000-2008	0.0108	0.0106	0.0160	0.0468	0.0019
PECu	Psa. El Cuchillo	I	2000-2007	0.0080	0.0091	0.0155	0.0733	0.0241
PELZ	Psa. Emilio LZ	C	2000-2008	0.0134	0.0128	0.0113	0.0063	0.0089
PLCa	Psa. La Cangrejera	C	2000-2007	0.0098	0.0115	0.0153	0.0317	0.0156
PMad	Psa. Madín	I	2000-2008	0.0071	0.0088	0.0081	0.0399	0.0175
PuA	Pto. Ángel	C	2000-2008	0.0068	0.0077	0.0090	0.0570	0.0207
RLag	Río Lagartos	C	2000-2008	0.0149	0.0171	0.0259	0.0393	0.0182
RTom	Río Tomatlán	C	2000-2008	0.0073	0.0050	0.0149	0.0425	0.0179
SQtin	San Quintín	C	2001-2007	0.0143	0.0143	0.0204	0.0230	0.0059
Sian	Sian Kaan	C	2000-2007	0.0154	0.0043	0.0391	0.0160	0.0016
SMN	SMN	I	1999-2007	0.0095	0.0075	0.0068	0.0960	0.0268
SRos	Sta. Rosalía	C	2001-2008	0.0172	0.0189	0.0212	0.0196	0.0129
Tan	Tantakin	I	2003-2008	0.0150	0.0174	0.0196	0.0230	0.0138
Tez	Tezontle	I	2000-2008	0.0100	0.0130	0.0078	0.0288	0.0154
Tiz	Tizapan	I	1999-2008	0.0105	0.0103	0.0143	0.0044	0.0089
Tux	Tuxpan	C	2000-2007	0.0134	0.0159	0.0098	0.1059	0.0290
Uri	Urique	I	2000-2008	0.0064	0.0034	0.0158	0.0421	0.0178
UTT	UTT	I	1999-2007	0.0128	0.0085	0.0087	0.0737	0.0235
Zac	Zacatecas	I	2000-2008	0.0162	0.0160	0.0214	0.1167	0.0301

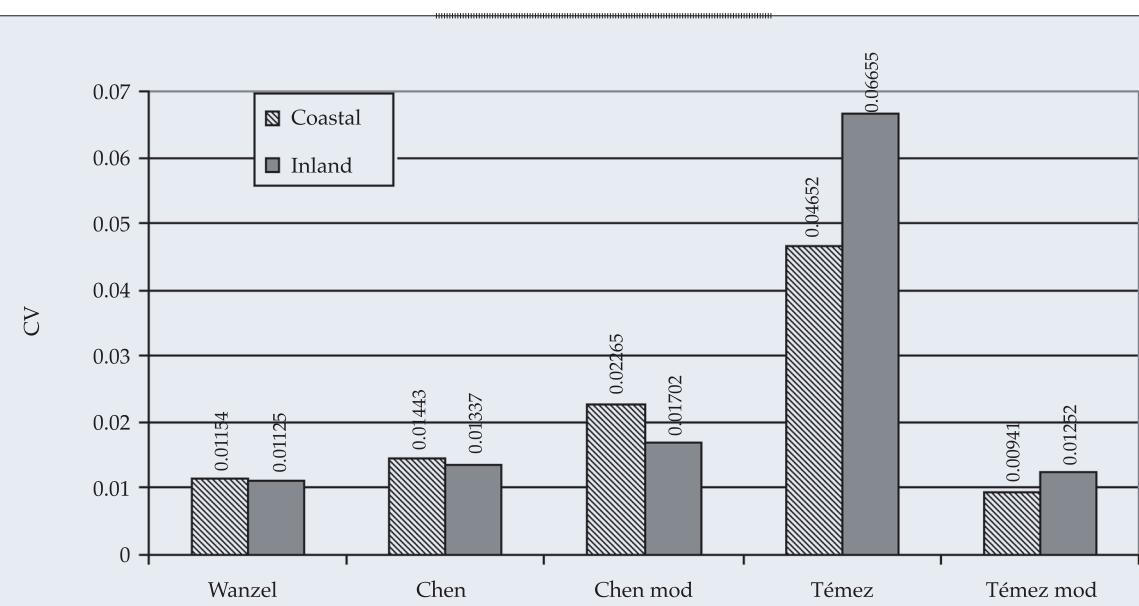


Figure 3. Coefficient of variation (CV) and Standard Deviation (sd) values obtained with the different equations for rainfall durations of less than 2 h at coastal stations studied.

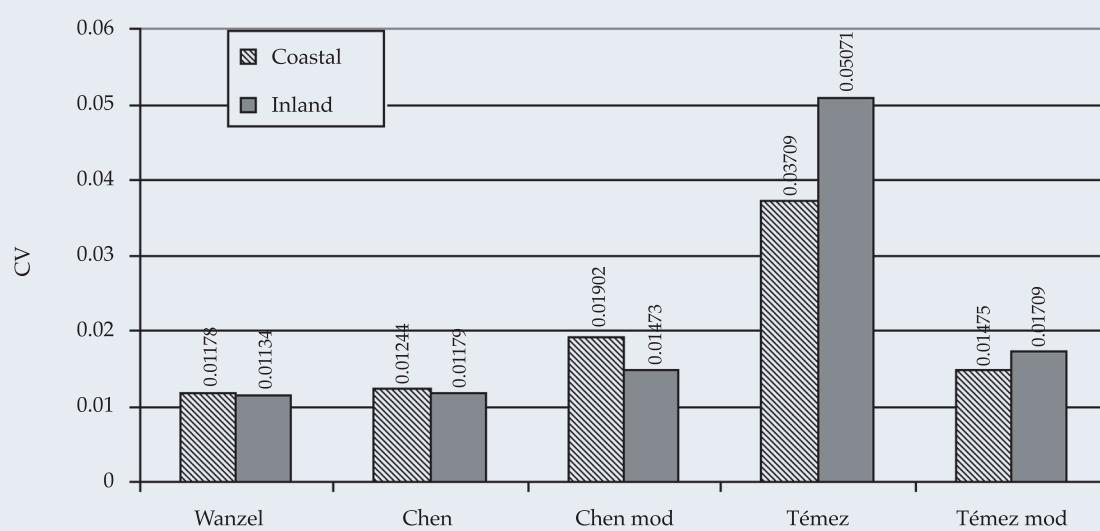


Figure 4. Coefficient of variation (CV) obtained with the different equations for rainfall durations of 24 h at inland and coastal stations studied.

Conclusions

The conclusions obtained in this work for data lengths of at least seven years were as follows:

Wencel's method generally shows the best results as expected, which justifies their use when available short-term rainfall data such as every 10 minutes, which is not always possible. For these cases, this work shows that equations are more appropriate depending on the country's geographical area of Mexico, coast or inland, where rainfall data are available for longer.

Chen's equation gives very good results for rainfall durations between 2 h and 24 h, but requires data of maximum rainfall in one hour. This data can be more accessible but not widespread except for relatively modern stations. When only rainfall data available 24 hours, this is the most common situation, the estimation of rain of short duration (< 2 h) necessary to obtain IDF curves, then the best equations are Témez modified.

For durations longer than 2 h and for the coastal zone, the best equation is always Témez modified. While for the inland area depending

on the duration of the rainfall to be estimated should be used: the equation Témez modified for durations less than 2 h and Chen modified for longer durations.

Received: 20/06/12

Accepted: 25/10/13

References

- BELL, F.C. Generalized Rainfall-Duration-Frequency Relationships. *J. Hydraulic Division*. Vol. 95, No. HY1, 1969, pp. 311-327.
- CAMPOS, D.F. Procedimiento para obtener curvas I-D-T a partir de registros pluviométricos. *Ingieriería hidráulica en México*. Vol. 5, núm. 2, 1990, pp. 39-52.
- CHEN, C.L. Rainfall Intensity-Duration-Frequency Formulas. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 109, No. 12, 1983, 1603-1621.
- CHOW, V.T., MAIDMENT, D.R., and MAYS, L.W. *Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1988, 572 pp.
- DOMÍNGUEZ-MORA, R., ARGANIS-JUÁREZ, M.L., MENDOZA-RESÉNDIZ, A., CARRIZOSA-ELIZONDO, E., ECHAVARRÍA-SOTO, B. Storms Generator Method that Preserves their Historical Statistical Characteristics. Application to Mexico City Basin Daily Rainfall Fields. *Atmosfera*. Vol. 26, No. 1, 2013, pp. 27-43.
- ESCALANTE, C.A. y REYES, L. Influencia del tamaño de muestra en la estimación del factor de lluvia. *R.*

- Información Tecnológica. Vol. 15, No. 4, 2004, pp. 105-110, doi: 10.4067/S0718-07642004000400015.
- FROEHLICH, D.C. Short-Duration-Rainfall Intensity Equations for Drainage Design. *J. Irrigation and Drainage Engineering*. Vol. 119, No. 5, 1993, pp. 814-828.
- FROEHLICH, D.C. Intermediate-Duration-Rainfall Intensity Equations. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 121, No. 10, 1995, pp. 751-756.
- GUICHARD-ROMERO, D., DOMÍNGUEZ-MORA, R., FRANCÉS-GARCÍA, F. y GARCÍA-BARTUAL, R. Análisis de la densidad de estaciones en zonas de lluvias convectivas. Caso del Mediterráneo español. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. 24, núm. 3, 2009, pp. 35-49.
- KOUTSOYIANNIS, D., KOZONIS, D., and MANETAS, A. A Mathematical Framework for Studying Rainfall Intensity-Duration-Frequency Relationships. *Journal of Hydrology*. Vol. 206, No. 1-2, 1998, pp. 118-135.
- LAM, C.C., and LEUNG, Y.K. *Extreme rainfall Statistics and Design Rainstorm Profiles at Selected Locations in Hong Kong*. Hong Kong: Royal Observatory, 1994.
- MENDOZA-RESENDIZ, A., ARGANIS-JUAREZ, M., DOMÍNGUEZ-MORA, R., and ECHAVARRIA, B. Method for Generating Spatial and Temporal Synthetic Hourly Rainfall in the Valley of Mexico. *Atmospheric Research*. No. 132-133, 2013, pp. 411-422.
- MONHYMONT, B., and DEMARÉE, G.R. Intensity-Duration-Frequency Curves for Precipitation at Yangambi, Congo, Derived by Means of Various Models Of Montana Type. *Hydrol. Sci. J.* Vol. 51, 2007, pp. 239-253.
- PEREYRA-DÍAZ, D., PÉREZ-SESMA, J.A. y GÓMEZ-ROMERO, L. Ecuaciones que estiman las curvas intensidad-duración-período de retorno de la lluvia. *GEOS*. Vol. 24, núm. 1, 2004, pp. 46-56.
- SCT. *Isoyetas de intensidad-duración-frecuencia*. Repùblica mexicana. México, DF: Subsecretaría de Infraestructura de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, 1990, 495 pp.
- SEGOND, M.L., NEOKLEOUS, N., MAKROPOULOS, C., ONOF, C., and MAKSIMOVIC, C. Simulation and Spatio-Temporal Disaggregation of Multi-Site Rainfall Data for Urban Drainage Applications. *Hydrol. Sci. J.* Vol. 52, 2007, pp. 917-935.
- SHERMAN, C.W. Frequency and Intensity of Excessive Rainfall at Boston, Mass. *Trans. Am. S.C.E.* Vol. 95, 1931, pp. 951-960.
- SINGH, V.P. and HAO, Z. Entropy-Based Probability Distribution for IDF Curves. World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability. *Proceedings of the 2011 World Environmental and Water Resources Congress*, Palm Springs, California, USA, American Society of Civil Engineers, 2011, pp. 1265-1272.
- SORO, G.E., GOULA, BI T.A., KOUASSI, F.W., and SROHOUROU, B. Update of Intensity-Duration-Frequency Curves for Precipitation of Short Durations in Tropical Area of West Africa (Côte D'Ivoire). *Journal of Applied Sciences*. Vol. 10, No. 9, 2010, pp. 704-715.
- TÉMEZ, J.R. *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Madrid: Dirección General de Carreteras, MOPU, 1987.
- TUNG, Y.K., and WONG, C.L. Assessment of Design Rainfall Uncertainty for Hydrologic Engineering Applications in Hong Kong. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. Vol. 27, No. 6, 2013, pp. 1-10.
- WENZEL, H.G. Rainfall for Urban Stormwater Design. In *Urban Storm Water Hydrology*. Kibler, D.F. (editor). Washington, DC: Water Resources Monograph, 7, AGU, 1982.
- ZAPATA-SIERRA, A.J., MANZANO-AGLUGIARO, F., and AYUSO-MUÑOZ, J.L. Assessment of Methods for Obtaining Rainfall Intensity-Duration-Frequency Ratios for Various Geographical Areas. *Spanish Journal of Agricultural Research*. Vol. 7, No. 3, 2009, pp. 699-705.

Institutional address of authors

Dr. Francisco Manzano Agugliaro

Dr. Antonio Zapata Sierra

Dr. Juan Francisco Rubí Maldonado

Dpt. Engineering

Universidad de Almería

La Cañada de San Urbano

04120 Almería (Spain)

Teléfono: +34 (950) 015 693

fmanzano@ual.es

ajzapata@ual.es

rubimal@ual.es

Dr. Quetzalcóatl Hernández Escobedo

Facultad de Ingeniería

Universidad Veracruzana

Campus Coatzacoalcos

Av. Universidad Veracruzana km 7.5,

96535 Col. Santa Isabel

Coatzacoalcos, Veracruz, México

Teléfono: +52 (921) 2115 700, extensión 59223

qherandez@uv.mx



ESTIMACIÓN DE LAS MAGNITUDES ASOCIADAS CON EL ROMPIMIENTO DE PRESAS DE TIERRA O ENROCAMIENTO A TRAVÉS DEL MÉTODO ESTADÍSTICO

• Daniel Francisco Campos-Aranda •

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

*Autor de correspondencia

Resumen

CAMPOS-ARANDA, D.F. Estimación de las magnitudes asociadas con el rompimiento de presas de tierra o enrocamiento a través del método estadístico. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 3, mayo-junio de 2014, pp. 159-172.

Los estudios de seguridad de presas definen los planes de emergencia y las estrategias de mitigación de riesgos en sus áreas localizadas aguas abajo. Tales estudios abarcan la estimación de las magnitudes originadas por el rompimiento de su cortina, las cuales incluyen la geometría de la brecha de falla, el tiempo de desarrollo de ésta y el gasto máximo de descarga. Existen tres enfoques de estimación de las características citadas: (1) el *método estadístico*, que aplica ecuaciones empíricas obtenidas por regresión; (2) el *método hidráulico*, el cual simula numéricamente la formación de la brecha de falla, tomando en cuenta los mecanismos hidráulicos y de erosión del flujo, y (3) el *método experimental* o de laboratorio que utiliza modelos reducidos o a escala real. En este trabajo se aplica el enfoque estadístico basado en 28 ecuaciones empíricas que se han establecido como las más confiables o de menor incertidumbre. Se describen dos aplicaciones numéricas hipotéticas: la primera en una presa pequeña que falla por desbordamiento; la segunda en una presa de mediana altura, cuya falla se debe a la erosión interna que generan las filtraciones; en ambas aplicaciones se siguen dos planteamientos de análisis, función de la información disponible. Se concluye que la recopilación expuesta de 28 ecuaciones empíricas permite establecer los valores probables de las magnitudes asociadas con la falla de presas con cortinas de tierra o de enrocamiento, así como sus intervalos de variación.

Palabras clave: cortinas de tierra, cortinas de enrocamiento, desbordamiento, tubificación, brecha de falla, tiempo de formación de la brecha, gasto máximo de descarga.

Abstract

CAMPOS-ARANDA, D.F. *Estimate of the Magnitudes of Ruptures of Earth or Rockfill Dams Using a Statistical Method*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. V, No. 3, May-June, 2014, pp. 159-172.

Studies of dam safety define emergency plans and strategies to mitigate risks in underwater areas. These studies involve the estimate of the magnitudes of dam ruptures, which include the geometry of the failure breach, the time it took to develop and peak discharge flow. Three approaches to estimating these characteristics exist: (1) the statistical method which applies empirical equations obtained through regression, (2) the hydraulic method which numerically simulates the development of the failure breach, taking into account hydraulic mechanisms and flow erosion and (3) the experimental method or laboratory method which uses models at reduced or actual scale. This work applies the statistical approach based on 28 empirical equations which have been established as most reliable or having the least uncertainty. Two hypothetical numerical applications are described—the first for a small dam with failure due to overtopping and the second for a dam of medium height which failed due to internal erosion that caused filtrations. Both applications follow two analytical approaches depending on the available information. It is concluded that the collection of the 28 empirical equations makes it possible to establish the probable values for the magnitudes associated with the failure of earth or rockfill dams, as well as variation intervals.

Keywords: Earth dam, rockfill dam, overtopping, piping, failure breach, time to develop breach, peak discharge flow.

Introducción

A partir de los años ochenta creció el interés en el mundo por la seguridad de las presas, teniendo como objetivo fundamental la reducción de la pérdida de vidas humanas y de los daños materiales aguas abajo causados por su falla o rompimiento. En realidad, la falla de presas es infrecuente, pero sus consecuencias son, en general, catastróficas (NWS, 2002).

Se han construido más de 800 000 presas en el orbe, así como miles de kilómetros de diques o bordos de protección a ciudades y zonas con potencial económico. La historia de su construcción también registra que cientos de presas han fallado en los últimos siglos y que actualmente cada año se rompen tramos de diques o bordos debido a su desbordamiento u otras causas (Zagonjoli, 2007). Ejemplos dramáticos de esto último son la ciudad de Nueva Orleans, Estados Unidos, en agosto de 2005, bajo la influencia del huracán *Katrina*, y la zona de Chalco en el Valle de México, con la falla periódica de los bordos del río o canal de La Compañía.

En general, todas las presas están sujetas a envejecimiento y como resultado de ello se vuelven más peligrosas, por ser más susceptibles de fallar por deficiencias en su operación o por desbordamiento asociado con su azolvamiento; esto último, principalmente en presas pequeñas, que son la mayoría. Además, las presas antiguas fueron diseñadas con información escasa y construidas quizás con criterios menos estrictos que los seguidos hoy día. Por ejemplo, las normas de diseño y construcción de presas de tierra establecen que tanto la cimentación como la cortina cumplan con criterios muy precisos de control de filtraciones, presiones y estabilidad, así como medidas de seguridad hidrológica contra el desbordamiento. Sin embargo, la falla de presas de tierra no ha disminuido de forma sustancial (Singh, 1996).

Por otra parte, los efectos del cambio climático es probable que establezcan condiciones más

extremas de crecientes en las presas existentes y por ello se deben estudiar intentando modelar su falla o rompimiento, lo cual involucra dos estimaciones fundamentales: (1) el hidrograma de egresos, caracterizado por su gasto máximo, mismo que es función de la geometría de la brecha de falla y del tiempo de desarrollo de ésta; y (2) el tránsito de la onda de la creciente originada por la falla hacia aguas abajo hasta el valle y/o la planicie de inundación (Singh, 1996; Chinnarasri *et al.*, 2004).

Para estimar las magnitudes citadas, asociadas con la falla de una presa, se tienen tres enfoques de aproximación: (1) el *estadístico*, orientado al desarrollo de ecuaciones empíricas por regresión; (2) los *métodos hidráulicos*, los cuales simulan de modo numérico la formación de la brecha de falla, tomando en cuenta los mecanismos hidráulicos y de erosión del flujo; y (3) los *métodos experimentales* o de laboratorio que utilizan modelos reducidos o a escala real, y que permiten verificar ya sea los resultados de los otros dos enfoques o bien generar nuevas relaciones empíricas (Chinnarasri *et al.*, 2004; Zagonjoli, 2007).

El objetivo de este trabajo consiste en exponer las ecuaciones de regresión que se han establecido como las más confiables o de menor incertidumbre para la estimación de las características geométricas de la brecha de falla, su tiempo de formación y el gasto máximo descargado por ésta. Estas 28 ecuaciones empíricas se integran en tres grupos, según su grado de incertidumbre. Se describen dos aplicaciones numéricas hipotéticas, la primera en una presa pequeña que falla por desbordamiento y la segunda en una presa de mediana altura, cuya falla se debe a la erosión interna que generan las filtraciones (tubificación); en ambas aplicaciones se siguen dos planteamientos de análisis que son función de la información disponible. Con base en sus resultados se establecen las magnitudes buscadas asociadas con la falla o rompimiento de una presa con cortina de materiales terreos, incluyendo el intervalo de variación de tales aproximaciones.

Recopilación de ecuaciones empíricas

Información sobre fallas de presas

La cortina de una presa puede fallar de manera gradual o súbita. El tipo de falla depende en particular del material de la cortina. Por lo general, las de concreto fallan al instante, y las de tierra o de enrocamiento lo hacen de forma gradual. Las cortinas más comunes son las de materiales terrosos (homogéneas, mixtas y de enrocamiento), y sus fallas están más documentadas, con duraciones rápidas de 15 minutos a 3 horas, y con lapsos prolongados de 3 a 12 horas, y aún más (Singh, 1996).

Varios investigadores exponen en sus trabajos los archivos que emplearon para deducir sus ecuaciones empíricas propuestas, por ejemplo, Hagen (1982), MacDonald y Langridge-Monopolis (1984), Costa (1985, 1988), Froehlich (1995a, 2008), y Xu y Zhang (2009).

Dimensiones necesarias y estimaciones buscadas

De manera general, las magnitudes relativas al rompimiento o falla de una presa se pueden dividir en dos grupos: *parámetros geométricos* e *hidrográficos*. Los primeros corresponden a la brecha de falla, la cual por lo común es trapezoidal, con cinco parámetros geométricos: ancho máximo (b_M), ancho medio (b), ancho del fondo o mínimo (b_m), tirante o altura de la brecha (H_b), y taludes de sus lados (z). En la figura 1 se indican los elementos geométricos generales de una brecha de falla. Los parámetros hidrográficos son el tiempo que dura la falla (T_f) y el gasto máximo descargado (Q_p). El T_f en rompimientos por desbordamiento es el lapso desde el inicio del crecimiento rápido hacia abajo hasta que cesa la erosión lateral de la cortina (Chinnarasri *et al.*, 2004). En las fallas por erosión interna debido a filtraciones, abarca desde su inicio el colapso de la cresta de la cortina y la subsecuente formación lateral de la brecha (Xu y Zhang, 2009).

La aplicación de la mayoría de las ecuaciones empíricas requiere como datos básicos las

siguientes dos características geométricas o hidráulicas de la presa (NWS, 2002):

1. *Altura hidráulica (H_h) o altura de la cortina (H_c)*: es la distancia en metros desde el nivel del cauce en el sitio de la cortina hasta la elevación máxima del agua almacenada.
2. *Volumen de almacenamiento (V_a)*: espacio máximo para almacenamiento en m^3 en la presa bajo el nivel máximo alcanzable por el agua, incluyendo cualquier sobrealmacenamiento.

La primera definición establece que $H_h = H_c$, entonces implica tres simplificaciones: (1) que el piso o fondo de la brecha de falla alcanza el cauce, es decir, que toda la altura de cortina se erosiona; (2) que en fallas por tubificación el nivel del agua llega hasta la corona de la cortina, y (3) que en fallas por desbordamiento no se considera la lámina de agua sobre la cresta de la cortina. Cuando el fondo de la brecha de falla no llega al cauce y se conoce el *nivel real* alcanzado por el agua al inicio de la falla, se deben definir el volumen descargado (V_w) por la brecha de falla, así como el tirante de agua sobre el fondo de la brecha H_w . En la figura 1, H_f es la altura del fondo de la brecha y H_d la carga hidráulica sobre la corona.

Otra información que es necesaria para ratificar las estimaciones realizadas es: (1) la *longitud de cortina (L_c)*, la distancia horizontal total en metros medida a lo largo del eje de la cortina en su cresta, es decir, entre los confines o bordes de su corona, que permite verificar el ancho máximo (b_M) de la brecha, la cual debe ser menor que L_c ; y (2) el *volumen de la cortina (V_c)*, el cual debe ser mayor que la estimación del volumen erosionado (V_e) de material en la brecha de falla. También es necesario conocer el *tipo de cortina*, para la aplicación de las ecuaciones empíricas más recientes.

Recopilación exhaustiva y selección de ecuaciones empíricas

Una búsqueda exhaustiva en todas las referencias citadas condujo a la integración de una

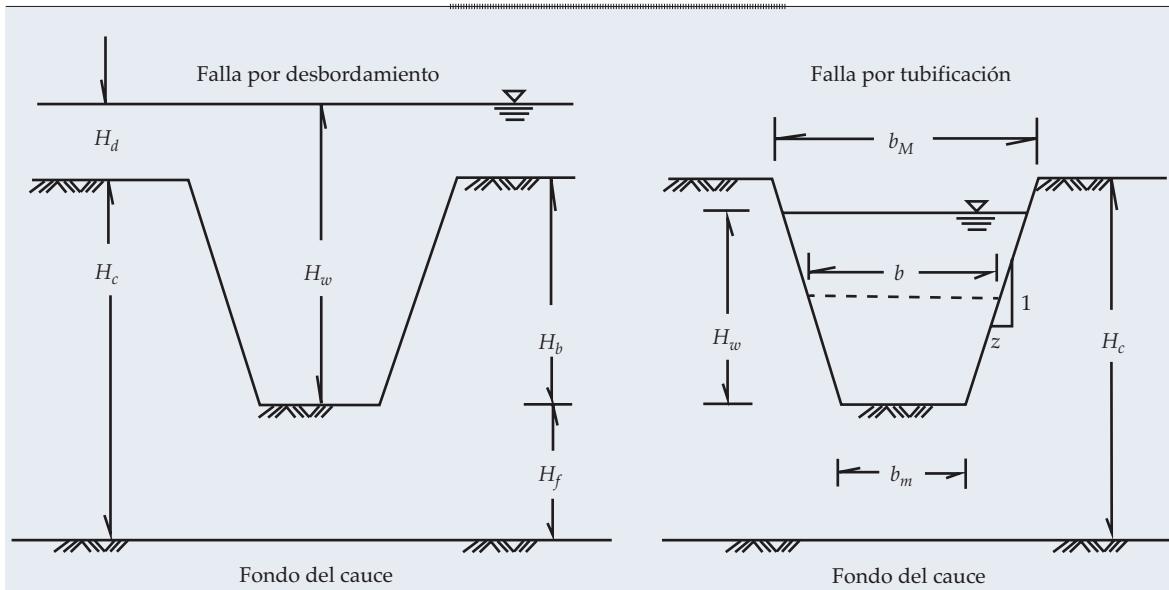


Figura 1. Elementos geométricos generales de una brecha de falla (Froelich, 2008; Xu y Zhang, 2009).

lista de 52 ecuaciones empíricas. Una primera selección consistió en eliminar las aplicables a presas naturales originadas por deslizamientos u obstrucción de ríos (Walder y O'Connor, 1997); otra eliminación se basó en la similitud de fórmulas, en relación con sus coeficientes y/o exponentes, dejando sólo las representativas de un tipo de ecuación. A continuación, con base en una muestra de presas o embalses analizados en México (Campos-Aranda, 2013), se definieron magnitudes representativas de alturas de cortina y capacidades para realizar contrastes numéricos y eliminar las fórmulas con resultados dispersos o claramente erróneos. Lo anterior condujo a seleccionar sólo 28 ecuaciones empíricas. Tales ecuaciones se exponen en seguida en orden cronológico de aparición, agrupadas en las tres estimaciones siguientes: b , T_f y Q_p .

Lista de variables utilizadas

Para facilitar la comprensión rápida de cada una de las 28 fórmulas empíricas que serán expuestas, a continuación se presenta la *lista de sus variables* involucradas.

- B_i = variable de control (i varía de 1 a 5).
- b_M = ancho máximo de la brecha de falla, en metros.
- b = ancho medio de la brecha de falla, en metros.
- b_m = ancho mínimo o del fondo de la brecha de falla, en metros.
- C_b = constante empírica, función del $V_{a'}$ adimensional.
- CI = tipo de cortina de corazón impermeable.
- Db = tipo de falla por desbordamiento.
- g = aceleración de la gravedad igual a 9.81 m/s^2 .
- H_b = altura de la brecha o profundidad desde la corona de la cortina, en metros.
- H_c = altura de la cortina, distancia desde el cauce hasta su corona, en metros.
- H_d = carga hidráulica sobre la corona de la cortina, en metros.
- H_f = altura del fondo de la brecha sobre el cauce, en metros.
- H_h = altura hidráulica, distancia del cauce a la elevación máxima del agua almacenada, en metros.
- HM = tipo de cortina homogénea o de materiales graduados (mixta).

- H_r = altura de cortina de referencia igual a 15 metros.
 H_w = tirante de agua sobre el fondo de la brecha, en metros.
 k_0, k_1 = factor por tipo de falla, adimensional.
 L_c = longitud de la cortina, medida a lo largo de su eje en su corona, en metros.
 PC = tipo de cortina de pantalla de concreto.
 Q_p = gasto máximo de descarga, en m^3/s .
 Qp = gasto máximo de descarga, según curva envolvente, en m^3/s .
 V_a = volumen de almacenamiento o capacidad máxima de agua, con el sobre almacenamiento, en m^3 .
 V_c = volumen de la cortina, en m^3 .
 V_e = volumen de material erosionado de la cortina, en m^3 .
 V_w = volumen descargado por la brecha de falla, en m^3 .
 v_i = variable de control (i varía de 1 a 5).
 Tb = tipo de falla por tubificación.
 T_f = tiempo que dura la falla, en horas.
 T_r = tiempo de falla de referencia igual a una hora.
 z = taludes de los lados de la brecha de falla, adimensional.

Estimación del ancho de la brecha de falla

Zagonjolli (2007), para el caso de 23 presas con falla por desbordamiento y cortinas de materiales terreos (homogéneas, mixtas y de enrocamiento) con o sin revestimiento en sus taludes y valores observados de b que variaron de 5 a 170 metros, encontró que la ecuación (2) siguiente tiene un 30% menos de error medio cuadrático (EMC) que la fórmula (1) originalmente propuesta por el US Bureau of Reclamation en 1988:

$$b = 3.0 \cdot H_h \quad (1)$$

$$b = 4.6 \cdot H_h - 5.7 \quad (2)$$

Por otra parte, Von Thun y Gillette (1990), citado en NWS (2002) y por Wahl (2004), analizaron 57 fallas de presas y propusieron la fórmula:

$$b = 2.5 \cdot H_h + C_b \quad (3)$$

en la cual C_b es una constante función del volumen almacenado (V_a) en millones de m^3 (Mm^3), con los valores siguientes: 6.10 con $V_a < 1.233 Mm^3$; 18.3 cuando V_a fluctúa entre 1.233 y 6.165 Mm^3 ; 42.7 cuando V_a varía de 6.165 a 12.330 Mm^3 , y 54.9 con $V_a > 12.330 Mm^3$.

Reed y Halgren (2011), basándose en el análisis de incertidumbre realizado por Wahl (2004) a las ecuaciones empíricas, recomiendan las encontradas por Froehlich (1995b), para b es:

$$b = 0.1803 \cdot k_0 \cdot (H_b)^{0.190} \cdot (V_a)^{0.320} \quad (4)$$

en donde k_0 es el llamado factor por tipo de falla, con un valor de 1.40 para desbordamiento y 1.00 para tubificación. H_b es la altura o profundidad de la brecha en metros (ver figura 1).

Froehlich (2008) estableció y presenta un registro de 74 fallas de presas, los cuales incluyen 69 datos de anchos medios de la brecha. Para tales valores encontró la expresión:

$$b = 0.270 \cdot k_1 \cdot H_b^{0.040} \cdot V_w^{0.320} \quad (5)$$

en la cual b está en metros; k_1 es adimensional y vale 1.30 para fallas debidas a desbordamiento y 1.00 para los otros tipos, tubificación por ejemplo; V_w es el volumen de agua almacenado arriba del fondo de la brecha en m^3 y que por lo tanto define el hidrograma de egresos. Froehlich (2008) también especifica que el talud z (figura 1) es aproximadamente 1.00 en fallas por desbordamiento y de 0.70 en las de otros tipos.

Xu y Zhang (2009) presentan dos ecuaciones empíricas, una completa y otra simplificada, para las cinco características siguientes: H_b , $b_{M'}$, b , T_f y Q_p . Como utilizan variables adimensionales, primero se debe estimar H_b . En sus ecuaciones, $H_r = 15$ metros es la altura de referencia de las cortinas, cuyos tipos pueden ser: (1) con corazón impermeable, (2) con pantalla de concreto, y (3) homogéneas o de materiales

graduados (mixtas); además establecen como variable predictiva principal la *erosionabilidad* de la cortina, clasificándola en alta, media y baja. En algunas ecuaciones se toma en cuenta el tipo de falla: desbordamiento o erosión por filtración (tubificación). Para la obtención de sus ecuaciones empíricas siguieron un proceso de selección de variables, basado en el coeficiente de determinación ajustado. Sus primeras tres ecuaciones completas y simplificadas permiten estimar H_b , b_M y b y corresponden a los números (6), (7) y (8) para las primeras, y a los (9), (10) y (11) para las segundas, todas mostradas en el cuadro 1.

Estimación del tiempo de formación de la brecha de falla

MacDonald y Langridge-Monopolis (1984) son los primeros en proponer una relación empírica gráfica en papel logarítmico para estimar T_f en horas, en función del volumen de material erosionado (V_e) de la cortina en m^3 . Además, definen el llamado *factor de formación de la brecha* como el producto de la altura hidráulica por el volumen de agua descargado ($H_h \cdot V_w$), el cual permite estimar V_e . Wahl (2004) ha expuesto estas relaciones como ecuaciones potenciales, éstas son:

$$T_f = 0.0179 \cdot V_e^{0.364} \quad (12)$$

en la cual V_e se estima con las expresiones siguientes para cortinas de tierra homogéneas y de materiales graduados (mixtas) y de otros tipos (enrocamiento y terraplenes con pantalla de concreto o con corazón impermeable):

$$(V_e)_H = 0.0261 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.769} \quad (13)$$

$$(V_e)_{OT} = 0.00348 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.852} \quad (14)$$

Nuevamente, Reed y Halgren (2011) adoptan la fórmula propuesta por Froehlich (1995b), según resultados de Wahl (2004):

$$T_f = 0.00254 \cdot (H_b)^{-0.90} \cdot (V_w)^{0.53} \quad (15)$$

Froehlich (2008) encuentra con análisis dimensional y procesamiento de 23 datos la fórmula siguiente:

$$T_f = 0.0176 \cdot \left(\frac{V_w}{g \cdot H_b^2} \right)^{1/2} \quad (16)$$

Por último, las ecuaciones completa y simplificada que encontraron Xu y Zhang (2009) para el tiempo de falla son los números (17) y (18) del cuadro 1, cuyo T_f es de una hora.

Estimación del gasto máximo de descarga

Hagen (1982), citado por Wahl (2004) y Zagonjoli (2007), analizó 18 fallas de presas por desbordamiento y encontró que el producto de H_h por V_a o V_w , llamado *factor de presa*, se relaciona con el gasto máximo de descarga Q_p . Los gastos máximos observados variaron de 730 a 83 000 m^3/s , mientras que el factor de presa fluctuó de 2.90 a 48 000 Mm^4 . Su ecuación envolvente propuesta es:

$$Q_p = 0.5404 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.50} \quad (19)$$

Walder y O'Connor (1997) señalan que las llamadas *curvas envolventes* definen el límite superior del Q_p en las gráficas, que muestran su valor en función de H_h , V_w o de $(H_h \cdot V_w)$ y tienen como propósito único permitir hacer una estimación rápida y conservadora del Q_p . Las curvas envolventes no tienen significado físico y sólo han sido establecidas para mostrar los límites superiores de las observaciones históricas.

MacDonald y Langridge-Monopolis (1984) analizaron la falla de 42 presas, 30 con cortinas homogéneas, y 12 con cortinas mixtas y de enrocamiento con pantallas de concreto. La altura de ellas varió de 6 a 93 metros. Definieron dos ecuaciones de regresión entre Q_p y el factor de formación de la brecha; la segunda es la curva envolvente:

Cuadro 1. Ecuaciones empíricas propuestas por Xu y Zhang (2009) y valores de sus variables de control.

Núm. de ecuación	Ecuaciones completas	Variables de control (v)	Tipo de cortina (v_3)			Tipo de falla (v_4)			Erosionabilidad (v_5)		
			CI	PC	HM	Db	Tb	Alta	Media	Baja	
(6)	$\frac{H_b}{H_c} = 0.453 - 0.025 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right) + B_1$	$B_1 = v_3 + v_4 + v_5$	0.145	0.176	0.132	0.218	0.236	0.254	0.168	0.031	
(7)	$\frac{b_M}{H_b} = 1.062 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)^{0.092} \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{0.508} \cdot \exp(B_2)$	$B_2 = v_3 + v_4 + v_5$	0.061	0.088	-0.089	0.299	-0.239	0.411	-0.062	-0.289	
(8)	$\frac{b}{H_b} = 0.787 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)^{0.133} \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{0.652} \cdot \exp(B_3)$	$B_3 = v_3 + v_4 + v_5$	-0.041	0.026	-0.226	0.149	-0.389	0.291	-0.140	-0.391	
(17)	$\frac{T_f}{T_r} = 0.304 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)^{0.707} \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{1.228} \cdot \exp(B_4)$	$B_4 = v_3 + v_4 + v_5$	-0.327	-0.674	-0.189	-0.579	-0.611	-1.205	-0.564	0.579	
(30)	$\frac{Q_p}{\sqrt{g \cdot V_w^{5/3}}} = 0.175 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)^{0.199} \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{-1.274} \cdot \exp(B_5)$	$B_5 = v_3 + v_4 + v_5$	-0.503	-0.591	-0.649	-0.705	-1.039	-0.007	-0.375	-1.362	
- Ecuaciones simplificadas											
(9)	$\frac{H_b}{H_c} = C_1 - 0.025 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)$	$C_1 = v_5$							1.072	0.986	0.858
(10)	$\frac{b_M}{H_b} = 0.996 \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{0.558} \cdot \exp(C_2)$	$C_2 = v_4 + v_5$							-0.262	0.377	-0.288
(11)	$\frac{b}{H_b} = 5.543 \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{0.739} \cdot \exp(C_3)$	$C_3 = v_4 + v_5$							-1.207	-1.747	-0.613
(18)	$\frac{T_f}{T_r} = C_4 \cdot \left(\frac{H_c}{H_r} \right)^{0.654} \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{1.246}$	$C_4 = v_5$							0.038	0.066	0.205
(31)	$\frac{Q_p}{\sqrt{g \cdot V_w^{5/3}}} = 0.133 \cdot \left(\frac{V_w^{1/3}}{H_w} \right)^{-1.276} \cdot \exp(C_5)$	$C_5 = v_4 + v_5$							-0.788	-1.232	-0.498
Símbolos: CI = corazón impermeable. PC = pantalla de concreto; HM = homogénea o de materiales graduados (mixta); Db = desbordamiento; Tb = tubificación.											

$$Q_p = 1.154 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.412} \quad (20)$$

$$Qp = 3.850 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.411} \quad (21)$$

Costa (1985), también citado por Wahl (2004) y Zagonjolli (2007), analizó 31 fallas históricas de presas, cuya altura varió de 1.8 a 83.8 metros y volumen de almacenamiento al tiempo de la falla, fluctuando de 3 800 m³ a 700 Mm³. No se hizo distinción en el modo de falla ni en el tipo de cortina. Sus dos ecuaciones de menor incertidumbre según el estudio de Wahl (2004) son:

$$Qp = 2.634 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.440} \quad (22)$$

$$Q_p = 0.981 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.420} \quad (23)$$

Zagonjolli (2007) encontró gráficamente que no existen diferencias significativas entre las ecuaciones (20) y (23). Froehlich (1995a,b) estudió 22 fallas históricas de presas, cuyas alturas fluctuaron de 3.7 a 86.9 metros; sus volúmenes V_w variaron de 92 500 m³ a 660 Mm³. La fórmula encontrada es:

$$Q_p = 0.607 \cdot (H_w)^{1.240} \cdot (V_w)^{0.295} \quad (24)$$

Froehlich (1995a) cita como referencia histórica la fórmula propuesta por el US Soil Conservation Service en 1985 para cortinas de materiales terreos y valores de H_h mayores de 31.4 metros:

$$Q_p = 16.60 \cdot (H_h)^{1.85} \quad (25)$$

Walder y O'Connor (1997) tratan el tema de las *presas naturales*, es decir, las formadas por los procesos que originan un almacenamiento de agua al obstruir un cauce; los más comunes son los deslizamientos de ladera y los flujos con escombros (tallos y ramas). Estos autores presentan tres ecuaciones de regresión y

sus respectivas curvas envolventes para presas originadas por obstrucción y para las construidas *ex professo*. Para las presas construidas sus fórmulas son:

$$Q_p = 2.50 \cdot (H_h)^{2.340} \quad (26)$$

$$Q_p = 1.16 \cdot (V_w)^{0.460} \quad (27)$$

$$Q_p = 0.61 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.430} \quad (28)$$

$$Qp = 2.90 \cdot (H_h \cdot V_w)^{0.430} \quad (29)$$

Walder y O'Connor (1997) indican que sus fórmulas están basadas en los datos recolectados por Costa (1988). Estos autores señalan que probablemente las estimaciones del Q_p obtenidas con las ecuaciones de regresión sean menores que el gasto real descargado por la brecha de falla debido a que muchas mediciones se realizaron aguas abajo de la presa y tales valores no fueron corregidos por traslación y atenuación de la onda de la creciente. Esto último también justifica el uso de las curvas envolventes para acotar el valor del Q_p . Las últimas dos ecuaciones de Xu y Zhang (2009) completa y simplificada son las números (30) y (31) del cuadro 1 y permiten la estimación de Q_p .

Factores de mayor influencia en las estimaciones

En la mayoría de las ecuaciones simplificadas encontradas por Xu y Zhang (2009), el factor más importante que influye en la estimación es la erosibilidad de la cortina. Una erosibilidad alta permite un desarrollo rápido de la brecha de falla, lo cual conduce a dimensiones mayores de ésta, a un gasto máximo de descarga más elevado y un

tiempo de formación más breve. También se observa que el llamado *cociente de forma del almacenamiento* ($V_w^{1/3} / H_w$) tiene un papel preponderante en todas sus ecuaciones, excepto en las dos primeras, que estiman la profundidad de la brecha (H_b).

En relación con el cociente de forma del almacenamiento existen dos tipos de presas o embalses: la llamadas *bajas* con altura reducida de cortina y gran almacenamiento, es decir, embalses de planicie, que conduce a valores de $V_w^{1/3} / H_w$ grandes; y las presas *altas* con una altura considerable de cortina y volumen de almacenamiento reducido, esto es, embalses encañonados, que originan magnitudes de $V_w^{1/3} / H_w$ pequeñas. Entonces, para dos presas con el mismo volumen de almacenamiento, pero una alta y otra baja, la primera generará un gasto de descarga mayor debido a la mayor energía potencial, pues como se observa en las ecuaciones (30) y (31), el gasto Q_p decrece conforme $V_w^{1/3} / H_w$ se incrementa. T_f decrece con el incremento de Q_p y aumenta conforme $V_w^{1/3} / H_w$ se acrecienta (ver ecuaciones (17) y (18)).

Varios investigadores han encontrado que el gasto máximo puede ocurrir antes de que el ancho de la brecha de falla sea máximo. Xu y Zhang (2009) indican que en presas altas es muy probable que el gasto máximo de descarga ocurra antes que en las presas bajas y que en estas últimas el ancho de la brecha de falla será mayor debido a que la erosión lateral continúa con un nivel en el embalse relativamente alto.

También se ha encontrado que las fallas por desbordamiento originan anchos de brecha mayores que los rompimientos por erosión debida a filtraciones (tubificación); es probable que lo anterior esté asociado principalmente a que las fallas por desbordamiento se originan por lo común por crecientes que aportan grandes volúmenes de agua al embalse, los cuales elevan su nivel más allá de la corona de la cortina, aumentando su cociente $V_w^{1/3} / H_w$; por el contrario, en las fallas por tubificación se libera agua del embalse y los niveles en el

almacenamiento son menores tanto en el inicio del proceso como después del colapso del túnel de erosión para formar la brecha de falla.

Intervalos de incertidumbre asociados con varias ecuaciones empíricas

En el cuadro 2 se presentan las estimaciones de Wahl (2004) relativas a la incertidumbre de 11 de las 28 ecuaciones empíricas seleccionadas. Se indica el error medio de la estimación en ciclos logarítmicos (\bar{e}), el ancho de la banda de incertidumbre ($\pm 2S_e$), también en ciclos logarítmicos, siendo S_e la desviación estándar de los errores y el intervalo de variación de la estimación o intervalo de confianza (I. de C.), los cuales corresponden a $10^{\bar{e}-2S_e}$ y a $10^{\bar{e}+2S_e}$, mismos que al ser multiplicados por el valor obtenido con la ecuación empírica respectiva definen aproximadamente la banda de confianza al 95%. Para las 10 ecuaciones empíricas propuestas por Xu y Zhang (2009) se exponen en el cuadro 2, en sus dos últimas columnas, sólo los intervalos de variación establecidos por tales autores.

Agrupamiento de las ecuaciones empíricas

Se integraron tres grupos con las 28 ecuaciones empíricas que son aplicables a presas construidas, por requerir sólo información de altura del nivel del agua en el almacenamiento y volumen del mismo antes de la falla. El primer grupo lo forman siete ecuaciones seleccionadas que no fueron contrastadas por Wahl (2004) y que por lo tanto no tienen intervalos de confianza para sus estimaciones; el segundo grupo de 11 ecuaciones son las reportadas en el cuadro 2 y que fueron estudiadas por Wahl (2004). El último grupo lo constituyen las 10 ecuaciones empíricas encontradas por Xu y Zhang (2000), consideradas como las más confiables debido a la información que incorporan en las variables de control (B_i y C_i del cuadro 1) sobre la erosionabilidad de la cortina y su tipo, así como por su forma de romperse o fallar.

Cuadro 2. Estimaciones de la incertidumbre de las ecuaciones empíricas indicadas, según Wahl (2004), y Xu y Zhang (2009).

Número de ecuación (variable por estimar)	\bar{e}	$\pm 2S_e$	Intervalo de confianza al 95%	Número de ecuación (variable por estimar)	Intervalo de confianza al 95%
(4) (b)	+0.01	± 0.39	0.40-2.40	(6) y (9) ($H_b < 50$ m)	0.79-1.20
(3) (b)	+0.09	± 0.35	0.37-1.80	(6) y (9) ($H_b > 50$ m)	0.74-1.25
(12) (T_f)	-0.21	± 0.83	0.24-11.0	(7) (b_M)	0.44-2.27
(15) (T_f)	-0.22	± 0.64	0.38-7.30	(10) (b_M)	0.45-2.22
(24) (Q_p)	-0.04	± 0.32	0.53-2.30	(8) (b)	0.43-2.36
(23) (Q_p)	-0.05	± 0.72	0.17-4.70	(11) (b)	0.44-2.30
(25) (Q_p)	+0.13	± 0.50	0.23-2.40	(17) (T_f)	0.30-3.35
(20) (Q_p)	+0.13	± 0.70	0.15-3.70	(18) (T_f)	0.34-2.97
(19) (Q_p)	+0.43	± 0.75	0.07-2.10	(32) (Q_p)	0.30-3.35
(21) (Q_p)	+0.64	± 0.70	0.05-1.10	(33) (Q_p)	0.33-3.02
(22) (Q_p)	+0.64	± 0.72	0.04-1.22	-	-

Aplicaciones numéricas

Casos hipotéticos establecidos y sus resultados

Para ilustrar los resultados de las 18 ecuaciones empíricas que son aplicables cuando sólo existe la información básica que se ha citado (H_c y V_a), se han formulado dos aplicaciones numéricas hipotéticas. La primera corresponde a una presa relativamente pequeña, con altura de cortina (H_c) de 13 metros, altura del agua a nivel de conservación (NAN) de 10 metros y cuya falla por desbordamiento originó un tirante de agua sobre la corona de 1 metro, entonces H_w es de 14 metros, ya que se supone que la brecha de falla llegó al desplante de la cortina, en el nivel del cauce. El volumen almacenado a nivel de conservación (V_a) es de 15 Mm³ y al inicio de la falla (V_w) de 30 Mm³. La cortina es homogénea de material arcilloso, que puede ser considerado fácilmente erosionable.

La segunda aplicación es la relativa a una falla por tubificación en una presa de mediana altura, cuyos datos son: $H_c = 45$ m, $H_w = 35$ m, altura del NAN = 40 m, $V_a = 140$ Mm³ y $V_w = 80$ Mm³. Su cortina tiene corazón impermeable y puede ser considerada resistente a la erosión (erosionabilidad media).

En la primera aplicación se emplean $k_0 = 1.40$ y $k_1 = 1.30$, en las ecuaciones (4) y (5); el tipo de cortina es H para estimar el volumen erosionado con la expresión (13) y se usan las expresiones (12), (15) y (16) para estimar el T_f . Se proponen dos análisis: el primero utilizando los datos fácilmente disponibles de la presa, es decir, altura del NAN y volumen de conservación, por lo cual $H_h = 10$ metros y $V_w = 15$ Mm³. En el segundo análisis se emplea el nivel antes de la falla y el volumen almacenado respectivo, entonces $H_h = H_w = 14$ metros y $V_w = 30$ Mm³. Los resultados de la aplicación de las 18 ecuaciones empíricas en cada análisis se muestran en el cuadro 3, así como los valores adoptados en cada uno.

Para la segunda aplicación se tiene que $k_0 = k_1 = 1.00$; en las ecuaciones (4) y (5), el tipo de cortina es OT para estimar el volumen erosionado con la expresión (14) y se usan las expresiones (12), (15) y (16) para estimar el T_f . De nuevo se proponen dos análisis: el primero utilizando los datos fácilmente disponibles de la presa, es decir, altura del NAN y volumen de conservación, por lo cual $H_h = 40$ metros y $V_w = 140$ Mm³; en el segundo análisis se emplea el nivel antes de la falla y el volumen almacenado respectivo, entonces $H_h = H_w = 35$ metros y $V_w = 80$ Mm³. Los resultados de la aplicación de las 18 ecuaciones

Cuadro 3. Resultados de las 18 ecuaciones empíricas indicadas, en la primera aplicación numérica:
falla por desbordamiento y cortina homogénea erosionable.

Primer análisis: $H_h = 10.0 \text{ m}$ y $V_w = 15.0 \text{ Mm}^3$			Segundo análisis: $H_h = 14.0 \text{ m}$ y $V_w = 30.0 \text{ Mm}^3$		
Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza	Número de ecuación:	Magnitud estimada	Intervalo de confianza
(4)	$b = 77.4$	30.9-185.6	(4)	$b = 102.9$	41.2-247.0
(3)	$b = 79.9$	29.6-143.8	(3)	$b = 89.9$	33.3-161.8
(2)	$b = 40.3$		(2)	$b = 58.7$	
(5)	$b = 76.1$		(5)	$b = 96.3$	
	$b_{\text{adop}} = 75.0 \text{ m}$			$b_{\text{adop}} = 95.0 \text{ m}$	
(13)	$V_e = 50\ 589$		(13)	$V_e = 111\ 665$	
(12)	$T_f = 0.92$	0.22-10.15	(12)	$T_f = 1.23$	0.30-13.54
(15)	$T_f = 2.03$	0.77-14.84	(15)	$T_f = 2.17$	0.82-15.83
(16)	$T_f = 2.18$		(16)	$T_f = 2.20$	
	$(T_f)_{\text{adop}} = 1.75 \text{ h}$			$(T_f)_{\text{adop}} = 2.00 \text{ h}$	
(24)	$Q_p = 1\ 381$	732-3 176	(24)	$Q_p = 2\ 571$	1 363-5 914
(23)	$Q_p = 2\ 665$	453-12 524	(23)	$Q_p = 4\ 106$	698-19 299
(25)	$Q_p = 1\ 175$	270-2 821	(25)	$Q_p = 2\ 190$	504-5 256
(20)	$Q_p = 2\ 696$	404-9 976	(20)	$Q_p = 4\ 121$	618-15 247
(19)	$Qp = 6\ 619$	463-13 899	(19)	$Qp = 11\ 075$	775-23 257
(21)	$Qp = 8827$	441-9 710	(21)	$Qp = 13\ 478$	674-14 826
(22)	$Qp = 10\ 425$	417-12 719	(22)	$Qp = 16\ 400$	656-20 008
(26)	$Q_p = 547$		(26)	$Q_p = 1\ 202$	
(27)	$Q_p = 2\ 320$		(27)	$Q_p = 3\ 191$	
(28)	$Q_p = 2\ 000$		(28)	$Q_p = 3\ 114$	
(29)	$Qp = 9\ 509$		(29)	$Qp = 14\ 805$	
	$(Q_p)_{\text{adop}} = 2\ 000 \text{ m}^3/\text{s}$	425-6 500		$(Q_p)_{\text{adop}} = 3\ 500 \text{ m}^3/\text{s}$	650-10 000
	$(Qp)_{\text{adop}} = 10\ 000 \text{ m}^3/\text{s}$	450-12 000		$(Qp)_{\text{adop}} = 15\ 000 \text{ m}^3/\text{s}$	700-20 000

empíricas en cada análisis se muestran en el cuadro 5, así como los valores adoptados en cada uno.

En los cuadros 4 y 6 se exponen los resultados de la aplicación de las ecuaciones completas y simplificadas de Xu y Zhang (2009) para la primera y segunda aplicaciones numéricas.

Análisis de los resultados

En relación con los resultados concentrados en los cuadros 3 a 6, correspondientes a las dos aplicaciones numéricas planteadas y sus respectivos enfoques de uso de la información disponible, es destacable que todos ellos

muestran una similitud en órdenes de magnitud, en particular las estimaciones del ancho de la brecha y del gasto máximo de descarga. Considerando que las estimaciones mostradas en los cuadros 4 y 6 son las más confiables, es importante citar que el uso de las 18 ecuaciones empíricas seleccionadas conduce a valores de b y T_f aproximados en la primera aplicación, no así con su Q_p ; lo contrario ocurre en la segunda aplicación numérica.

Respecto a los resultados de las ecuaciones completa y simplificada de Xu y Zhang (2009), mostrados en los cuadros 4 y 6 para cada aplicación numérica, se observa para la primera el efecto de la erosionabilidad alta, la

Cuadro 4. Estimación de las magnitudes asociadas con el rompimiento de una presa con cortina homogénea de tierra, de alta erosionabilidad y falla por desbordamiento, con las ecuaciones de Xu y Zhang (2009).

Datos generales: $H_c = 13.0$ m; $H_w = 14$ m; $V_w = 30.0$ Mm ³					
Ecuación completa			Ecuación simplificada		
Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza	Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza
(6)	$H_b = 13.5$ m	10.6-16.2	(9)	$H_b = 13.7$ m	10.8-16.4
(7)	$b_M = 126.7$ m	55.8-287.7	(10)	$b_M = 144.7$ m	65.1-321.2
(8)	$b = 97.1$ m	41.8-229.2	(11)	$b = 121.1$ m	53.3-278.6
(17)	$T_f = 1.72$ h	0.52-5.76	(18)	$T_f = 1.65$ h	0.56-4.90
(30)	$Q_p = 4\ 483$ m ³ /s	1 345-15 018	(31)	$Q_p = 5\ 653$ m ³ /s	1 865-17 071

Cuadro 5. Resultados de las 18 ecuaciones empíricas indicadas en la segunda aplicación numérica: falla por tubificación y cortina resistente a la erosión.

Primer análisis: $H_h = 40.0$ m y $V_w = 140.0$ Mm ³			Segundo análisis: $H_h = 35.0$ m y $V_w = 80.0$ Mm ³		
Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza	Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza
(4)	$b = 146.9$	58.8-352.7	(4)	$b = 119.8$	47.9-287.5
(3)	$b = 154.9$	57.3-278.8	(3)	$b = 142.4$	52.7-256.3
(2)	$b = 178.3$		(2)	$b = 155.3$	
(5)	$b = 126.5$		(5)	$b = 105.2$	
	$b_{adop} = 150.0$ m			$b_{adop} = 130.0$ m	
(14)	$V_e = 703\ 130$		(14)	$V_e = 389\ 545$	
(12)	$T_f = 2.41$	0.58-26.46	(12)	$T_f = 1.94$	0.47-21.34
(15)	$T_f = 1.91$	0.72-13.92	(15)	$T_f = 1.60$	0.61-11.67
(16)	$T_f = 1.66$		(16)	$T_f = 1.44$	
	$(T_f)_{adop} = 2.00$ h			$(T_f)_{adop} = 1.65$ h	
(24)	$Q_p = 14\ 889$	7 891-34 244	(24)	$Q_p = 10\ 697$	5 669-24 602
(23)	$Q_p = 12\ 187$	2 072-57 280	(23)	$Q_p = 9\ 109$	1 549-42 813
(25)	$Q_p = 15\ 273$	3 513-36 655	(25)	$Q_p = 11\ 930$	2 744-28 632
(20)	$Q_p = 11\ 980$	1 797-44 326	(20)	$Q_p = 9\ 004$	1 351-33 314
(19)	$Qp = 40\ 440$	2 831-84 924	(19)	$Qp = 28\ 595$	2 002-60 050
(21)	$Qp = 39\ 081$	1 954-42 989	(21)	$Qp = 29\ 393$	1 470-32 332
(22)	$Qp = 51\ 265$	2 051-62 543	(22)	$Qp = 37\ 789$	1 512-46 103
(26)	$Q_p = 14\ 020$		(26)	$Q_p = 10\ 258$	
(27)	$Q_p = 6\ 482$		(27)	$Q_p = 5\ 011$	
(28)	$Q_p = 9\ 485$		(28)	$Q_p = 7\ 041$	
(29)	$Qp = 45\ 094$		(29)	$Qp = 33\ 472$	
	$(Q_p)_{adop} = 13\ 500$ m ³ /s	2 500-40 000		$(Q_p)_{adop} = 10\ 000$ m ³ /s	2 000-30 000
	$(Qp)_{adop} = 45\ 000$ m ³ /s	2 250-62 000		$(Qp)_{adop} = 35\ 000$ m ³ /s	1 500-45 000

Cuadro 6. Estimación de las magnitudes asociadas con el rompimiento de una presa con cortina de enrocamiento con corazón impermeable, de erosionabilidad media y falla por tubificación, con las ecuaciones de Xu y Zhang (2009).

Datos generales: $H_c = 45.0$ m; $H_w = 35$ m; $V_w = 80.0$ Mm ³					
Ecuación completa			Ecuación simplificada		
Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza	Número de ecuación	Magnitud estimada	Intervalo de confianza
(6)	$H_b = 41.7$ m	33.0-50.1	(9)	$H_b = 41.0$ m	32.4-49.2
(7)	$b_M = 138.0$ m	60.7-313.2	(10)	$b_M = 116.3$ m	52.3-258.1
(8)	$b = 110.4$ m	47.5-260.5	(11)	$b = 86.6$ m	38.1-199.1
(17)	$T_f = 3.21$ h	0.96-10.75	(18)	$T_f = 3.09$ h	1.05-9.18
(30)	$Q_p = 15\ 794$ m ³ /s	4 738-52 909	(31)	$Q_p = 11\ 571$ m ³ /s	3 819-34 946

cual conduce a estimaciones mayores en b y Q_p . Lo inverso ocurre en la segunda aplicación numérica, quizás debido a la erosionabilidad media.

Conclusiones

Primera: la selección expuesta de ecuaciones empíricas que permiten estimar las magnitudes asociadas con la falla de una presa por rompimiento de su cortina de materiales terreos, es decir, el ancho medio de brecha (b) en metros, el tiempo de formación de ésta (T_f) en horas y el gasto máximo descargado (Q_p) en m³/s, constituye una primera aproximación en los estudios de seguridad de presas o embalses, encaminados a definir los planes de emergencia y las estrategias de mitigación de riesgos en las áreas localizadas aguas abajo de éstas.

Segunda: a juzgar por los resultados concentrados en los cuadros 3 a 6, para las dos aplicaciones numéricas formuladas, éstos permiten establecer los valores probables de las magnitudes b , T_f y Q_p , así como sus intervalos de variación; con base en tales estimaciones, se pueden plantear los *análisis de sensibilidad* que deberán ser abordados con los modelos hidráulicos de estimación del hidrograma de egresos y su tránsito respectivo hacia aguas abajo, para definir gastos, niveles y tiempo de llegada de la inundación que se estima, originada por rompimiento o falla de una presa con cortina de tierra o de enrocamiento.

Tercera: en el proceso de selección de resultados se deben tener en cuenta las dos siguientes recomendaciones: (1) se considera que las 10 ecuaciones empíricas desarrolladas por Xu y Zhang (2009), mostradas en el cuadro 1, son las más confiables, debido a que fueron generadas con un proceso de selección de regresores e incorporan en sus variables de control (v_i) información relevante sobre la cortina, su tipo de falla y la erosionabilidad estimada; (2) del resto de las 18 ecuaciones empíricas, tienen mayor confiabilidad las 11 que presentan intervalos de variación, pues fueron las que mostraron menor incertidumbre de acuerdo con el trabajo de Wahl (2004).

Agradecimientos

Se agradece al ingeniero Rodrigo Murillo Fernández, subgerente de Seguridad de Presas de la Comisión Nacional del Agua, su comunicación personal con el autor, la cual ayudó a formular la primera aplicación numérica hipotética.

Recibido: 03/09/12

Aceptado: 07/08/13

Referencias

CAMPOS-ARANDA, D.F. Modelado empírico simple del rompimiento de presas pequeñas de tierra (hidrograma de salidas). *Investigación y Tecnología*. Vol. XIV, núm. 3, julio-septiembre de 2013, pp. 377-388.

- COSTA, J.E. *Floods from Dam Failures*. Open-File Report 85-560. Denver: US Geological Survey, 1985, 54 pp.
- COSTA, J.E. Floods from Dam Failures. In *Flood Geomorphology*. Baker, V.R., Kochel, R.C., and Patton, P.C. (editors). New York: John Wiley, 1988, pp. 439-463.
- CHINNARASRI, C.H., JIRAKITLERD, S., and WONGWISES, S. Embankment Dam Breach and Its Outflow Characteristics. *Civil Engineering and Environmental Systems*. Vol. 21, No. 4, 2004, pp. 247-264.
- FROEHLICH, D.C. Peak Outflow from Breached Embankment Dam. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 121, No. 1, January / February, 1995a, pp. 90-97.
- FROEHLICH, D.C. Embankment Dam Breach Parameters Revisited. *Proceedings of the First International Conference on Water Resources Engineering*, San Antonio, Texas, August 14-18, 1995b. New York: ASCE, pp. 887-891.
- FROEHLICH, D.C. Embankment Dam Breach Parameters and their Uncertainties. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 134, No. 12, December, 2008, pp. 1708-1721.
- HAGEN, V.K. Re-evaluation of Design Floods and Dam Safety. *Proceedings of the 14th Congress of International Commission on Large Dams*. Vol. 1. Río de Janeiro, Brasil, 1982, pp. 475-491.
- MacDONALD, T.C. and LANGRIDGE-MONOPOLIS, J. Breaching Characteristics of Dam Failure. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 110, No. 5, May, 1984, pp. 567-586.
- NWS. *Dambreak Scenario Rules of Thumb used at LMRFC*. National Weather Service, 2002. Consultado en agosto de 2012. World Wide Web: www.nws.noaa.gov/.../dambeak_rules_of_thumb_v2.30.doc.
- REED, S. and HALGREN, J. Validation of a New GIS Tool to Rapidly Develop Simplified Dam Break Models. *Proceedings of Association of Dam Safety Officials Dam Safety*. Washington, DC, Sept. 25-29, 2011, 18 pp.
- SINGH, V.P. *Dam Breach Modeling Technology*. Chapter 2: Dam Breaching. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996, pp. 27-40.
- VON THUN, J.L. and GUILLETTE, D.R. *Guidance on Breach Parameters*. Unpublished internal document. Denver: US Bureau of Reclamation, 1990, 17 pp.
- WAHL, T.L. Uncertainty of Predictions of Embankment Dam Breach Parameters. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 130, No. 5, May, 2004, pp. 389-397.
- WALDER, J.S. and O'CONNOR, J.E. Methods for Predicting Peak Discharge of Floods Caused by Failure of Natural and Constructed Earthen Dams. *Water Resources Research*. Vol. 33, No. 10, October 1997, pp. 2337-2348.
- XU, Y. and ZHANG, L.M. Breaching Parameters for Earth and Rockfill Dams. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. Vol. 135, No. 12, December, 2009, pp. 1957-1970.
- ZAGONJOLLI, M. *Dam Break Modeling, Risk Assessment and Uncertainty Analysis for Flood Mitigation*. London: Taylor & Francis Group, 2007, 140 pp.

Dirección institucional del autor

Dr. Daniel Francisco Campos Aranda

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Genaro Codina 240, Colonia Jardines del Estadio
78280 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México
campos_aranda@hotmail.com



[Haga clic aquí para escribir al autor](#)

DISCUSIÓN

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.



Registros de video en las montañas de Cacahuatepec, Huaycatenango, Guerrero, México.

Foto: Omar Fonseca Moreno.

GUÍA PARA COLABORADORES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua*, invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

TIPO DE LETRA: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

TAMAÑO DE LETRA: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 PUNTOS (PALATINO)	9 PUNTOS (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuadros.• Figuras.• Agradecimientos.	<ul style="list-style-type: none">• Nombre de los autores.• Institución de los autores.• Resumen.• <i>Abstract y keywords.</i>• Dirección institucional de los autores.
10 PUNTOS (PALATINO)	20 PUNTOS VERSALES (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuerpo del texto.• Título del trabajo en inglés.	<ul style="list-style-type: none">• Título del trabajo en español.

INTERLINEADO: doble espacio.

NUMERACIÓN DE PÁGINAS: todas las páginas deben ir numeradas.

EXTENSIÓN

Artículo técnico: treinta páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Nota técnica: diez páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

CONTENIDO

El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión

bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones.** De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (*abstract*), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

TÍTULO

El título, redactado en español e inglés, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

RESUMEN

El resumen, **redactado en español e inglés (*abstract*)**, deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

PALABRAS CLAVE

Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas **en español e inglés (*keywords*)**, que faciliten la recuperación de la información.

PIES DE PÁGINA

No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

AGRADECIMIENTOS

Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

CUADROS

- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

FIGURAS

- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

REFERENCIAS

- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el *estado del arte*.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el estándar internacional ISO-690 e ISO-690-2. Las referencias de la literatura usada para elaborar el documento se citarán por el apellido del autor y la fecha entre paréntesis, por ejemplo (Black, 1989), y deberán ordenarse alfabéticamente, por apellido, asegurándose de que estén completas.

Ejemplos de referencias:

Libros

Apellido del autor e iniciales en mayúsculas. Título de libro en mayúsculas/minúsculas y cursivas. Responsabilidades relacionadas con el trabajo editorial como traducción y edición. Edición (a partir de la segunda edición). Publicación (ciudad, casa editorial y año).

Ejemplo:

LEVI, E. *Tratado elemental de hidráulica*. Segunda edición. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 1996, 303 pp.

Cuando son dos o más autores:

GARCÍA R., E., GONZÁLEZ, R., MARTÍNEZ, P., ATHALA, J. y PAZ-SOLDÁN, G.A. *Guía de aplicación de los métodos de cálculo de caudales de reserva ecológicos en México*. Colección Manuales. México: Convenio SGP-IMTA, 1999, 190 pp.

No deberán traducirse los títulos de obras o artículos. En el caso de que exista versión en español, se indicará al final de la referencia original después de un punto.

Revistas

Apellido del autor e iniciales en mayúsculas. Título del artículo en redondas, mayúsculas y minúsculas. Responsabilidades relacionadas con el trabajo editorial como traducción y edición. Publicación en mayúsculas/minúsculas y cursivas. Edición (volumen, número, año, páginas).

Ejemplo:

DÖLING, O.R. y VARAS, E. Operación de sistemas de recursos de agua multipropósito usando un modelo de simulación de procesos. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. XV, núm. 2, mayo-agosto de 2000, pp. 5-18.

Documentos electrónicos

Apellido del autor e iniciales en mayúsculas. Título en mayúsculas/minúsculas y cursivas. Tipo de medio entre corchetes. Responsabilidades relacionadas con el trabajo editorial como traducción y edición (opcional). Edición. Ciudad de publicación. Casa editorial. Fecha de la publicación. Fecha de la última revisión o actualización.

Fecha en que se hizo la búsqueda entre corchetes. Serie (opcional). Notas (opcional). Disponibilidad y acceso. Dirección electrónica.

Ejemplo:

CARROLL, L. *Alice's adventures in Wonderland* [en línea]. Textinfo ed. 2.1. Dortmund, Alemania. WindSpiel, noviembre de 1994 [citado el 10 de febrero de 1995]. Disponible para World Wide Web: <http://www.germany.eu.net/books/carroll/alice.html>.

IDIOMA

Español o inglés.

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: “**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.**”.

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Política Editorial

Misión

Difundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos de conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo técnico: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje pueden terminar publicándose como notas, o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambos tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo sea analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

- Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • Catálogo Hela (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • Actualidad Iberoamericana, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a *Tecnología y Ciencias del Agua*.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. *Tecnología y Ciencias del Agua* sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la "Guía para colaboradores".

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

Tecnología y Ciencias del Agua podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua.

De la misma manera, podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.

En ambos casos se cuidará la calidad de los contenidos técnicos y las aportaciones científicas.



Artículos técnicos

Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010

*Felipe I. Arreguín-Cortés
Horacio Rubio-Gutiérrez
Ramón Domínguez-Mora
Faustino de Luna-Cruz*

Determinación de caudales ambientales en la cuenca del río Yuna, República Dominicana
Quyen Melina Bautista-de-los-Santos

Electrocoagulation to Remove Silica from Cooling Towers Water
*Iván Emmanuel Villegas-Mendoza
Alejandra Martín-Domínguez
Sara Pérez-Castrejón
Silvia Lucila Gelover-Santiago*

Uso industrial del agua en Mendoza, Argentina: coeficientes para la industria alimenticia
*Alicia Elena Duek
Graciela Elena Fasciolo*

Caracterización de los flujos de agua subterránea a partir de su salinidad
*Juan R. Fagundo-Castillo
margarita M. Alconada-Magliano
J. Joel Carrillo-Rivera
Patricia González-Hernández*

Predicción de lecturas de aforos de filtraciones de presas bóveda mediante redes neuronales artificiales
*David Santillán
Jesús Fraile-Ardanuy
Miguel Ángel Toledo*

Partición de la evapotranspiración usando isótopos estables en estudios ecohidrológicos
*Tonantzin Tarín
Enrico A. Yépez
Jaime Garatúa-Payán
Christopher J. Watts
Julio C. Rodríguez
Enrique R. Vivoni
Luis A. Méndez-Barroso*

Remoción de sólidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolímeros
*Dulce María Arias-Lizárraga
Evaristo Méndez-Gómez*

Caracterización geométrica y cinemática de un chorro pulverizado empleando la técnica óptica PTV
*Humberto Salinas-Tapia
Cruz Octavio Robles-Rovelo
Dagoberto Chávez-Carlos
Carlos Francisco Bautista-Capetillo*

Notas técnicas

Efectos del huracán Wilma al acuífero de la península de Yucatán, México
*Eduardo Graniel-Castro
Jazmín Yam-Caamal*

Assessment of Obtaining IDF Curve Methods for Mexico
*Francisco Manzano-Agugliaro
Antonio Zapata-Sierra
Juan Francisco Rubí-Maldonado
Quetzalcoatl Hernández-Escobedo*

Estimación de las magnitudes asociadas con el rompimiento de presas de tierra o enrocamiento a través del método estadístico
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión

Guía para colaboradores



Technical articles

Analysis of Floods in the Tabasco Plains from 1995-2010

5

*Felipe I. Arreguín-Cortés
Horacio Rubio-Gutiérrez
Ramón Domínguez-Mora
Faustino de Luna-Cruz*

Determination of Environmental Flows in the Yuna River Basin, Dominican Republic
Quyen Melina Bautista-de-los-Santos

33

Electrocoagulación para remover sílice en agua de torres de enfriamiento
*Iván Emmanuel Villegas-Mendoza
Alejandra Martín-Domínguez
Sara Pérez-Castrejón
Silvia Lucila Gelover-Santiago*

41

Industrial Water Use in Mendoza, Argentina: Coefficients for the Food Industry
*Alicia Elena Duek
Graciela Elena Fasciolo*

51

Characterization of Groundwater Flows According to Salinity
*Juan R. Fagundo-Castillo
margarita M. Alconada-Magliano
J. Joel Carrillo-Rivera
Patricia González-Hernández*

63

Prediction of Gauge Readings of Filtration in Arch Dams Using Artificial Neural Networks
*David Santillán
Jesús Fraile-Ardanuy
Miguel Ángel Toledo*

81

Evapotranspiration Partitioning with Stable Isotopes for Ecohydrological Studies
*Tonantzin Tarín
Enrico A. Yépez
Jaime Garatúa-Payán
Christopher J. Watts
Julio C. Rodríguez
Enrique R. Vivoni
Luis A. Méndez-Barroso*

97

Removal of Solids from Wastewater from the Fishmeal Industry
*Dulce María Arias-Lizárraga
Evaristo Méndez-Gómez*

115

Geometric and Kinematic Characterization of a Spray Using the PTV Optical Technique
*Humberto Salinas-Tapia
Cruz Octavio Robles-Rovelo
Dagoberto Chávez-Carlos
Carlos Francisco Bautista-Capetillo*

125

Effects of Hurricane Wilma on the Aquifer in the Yucatan Peninsula, Mexico
*Eduardo Graniel-Castro
Jazmín Yam-Caamal*

141

Evaluación de métodos de obtención de curvas IDF para México
*Francisco Manzano-Agugliaro
Antonio Zapata-Sierra
Juan Francisco Rubí-Maldonado
Quetzalcoatl Hernández-Escobedo*

149

Estimate of the Magnitudes of Ruptures of Earth or Rockfill Dams Using a Statistical Method
Daniel Francisco Campos-Aranda

159

Discussion
Contributor's guide

173

175