ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua



San Paul de Mar, Cataluña, España, 2016. Foto: Marina Ruiz Rodríguez.

Vol. 13, núm. 3, mayo-junio de 2022

Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Adrián Pedrozo Acuña
Director General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Julia Elena Prince Flores
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Alberto Rojas Rueda
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefa Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

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

©*TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA*, vol. 13, núm. 3, mayo-junio de 2022, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2021-080623573500-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200. La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación. *Tecnología y ciencias del agua* continúa la tradición de conocimiento de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Biohidrógeno a partir de la fermentación oscura de las aguas residuales de la industria cervecera: evaluación preliminar — 1
Angélica M. Méndez
Tatiana R. Chaparro
Juan Rueda-Bayona

El marco jurídico institucional para la implementación del derecho humano al agua en el Ecuador — 27
Andrés Martínez-Moscoso
Daniela Rivera-Bravo
Daniela Salazar-Marín
Adriana Abril-Ortiz

Análisis regional de frecuencias de crecientes con base en la distribución TCEV en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México — 87
Daniel Francisco Campos-Aranda

Determinación de la geometría del basamento hidrogeológico en la Cuenca Interserrana mediante SEV — 142
Gastón Mendoza-Veirana
Santiago Perdomo
Jerónimo Ainchil

Remoción de arsénico (V) utilizando zeolita natural: pruebas de columna de lecho fijo — 174
Humberto Burgos
Jaime Gárfias
Richard Martel
Javier Salas

Pronóstico de sequías meteorológicas usando redes neuronales artificiales en la cuenca del río Sonora, México — 242
Claudio César Hernández-Vásquez
Laura Alicia Ibáñez-Castillo
Ramón Arteaga-Ramírez
Alejandro Ismael Monterroso-Rivas
Rocío Cervantes-Osornio

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Biohydrogen from anaerobic treatment of brewery wastewaters: A preliminary study — 1
Angélica M. Méndez
Tatiana R. Chaparro
Juan Rueda-Bayona

Institutional and legal framework for the implementation of the human right to the water in Ecuador — 27
Andrés Martínez-Moscoso
Daniela Rivera-Bravo
Daniela Salazar-Marín
Adriana Abril-Ortiz

Regional flood frequencies analysis based on the TCEV distribution in Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico — 87
Daniel Francisco Campos-Aranda

Geometry determination of the hydrogeologic basement in the Interserrana Basin through VES — 142
Gastón Mendoza-Veirana
Santiago Perdomo
Jerónimo Ainchil

Removal of arsenic (V) using natural zeolite: Fixed bed column tests — 174
Humberto Burgos
Jaime Gárfias
Richard Martel
Javier Salas

Forecast of meteorological droughts with neural networks in Sonora watershed, Mexico — 242
Claudio César Hernández-Vásquez
Laura Alicia Ibáñez-Castillo
Ramón Arteaga-Ramírez
Alejandro Ismael Monterroso-Rivas
Rocío Cervantes-Osornio

Breviario estructural sobre la construcción social del conocimiento científico hídrico en México: una aproximación *Juan Felipe Nuñez-Espinoza* *Rodrigo Gómez-Rigalt*	*Structural breviary about the social construction of scientific water knowledge at Mexico: An approach* Juan Felipe Nuñez-Espinoza Rodrigo Gómez-Rigalt	293
Satellite-assisted irrigation using the FAO-56 dual method: Scope and limitations *Fernando Paz-Pellat* *Martín Alejandro Bolaños-González*	*Asistencia satelital en riego usando el método dual de FAO-56: alcances y limitaciones* Fernando Paz-Pellat Martín Alejandro Bolaños-González	374
Evolución del trazador en los flujos naturales descrita por la función de estado ϕ(U, E, t): análisis de las funciones asociadas y su aplicación a casos prácticos *Alfredo Contaín* *Carlos Peña-Guzmán*	*Evolution of the tracer in natural flows described by the state function ϕ(U, E, t): Analysis of the associated functions and their application to case studies* Alfredo Contaín Carlos Peña-Guzmán	425

Notas (originales)
Notes (original)

Notas (traducción)
Notes (translation)

Remoción de cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa modificada del grano de arroz (Oriza sativa L.) *Adriana S. Rodríguez-Pérez* *Nancy C. Pacheco-Castillo* *Juana Tovar-Oviedo* *Víctor M. Martínez-Juárez* *Ismael Acosta-Rodríguez* *Alejandra Muñoz-Morales* *Juan F. Cárdenas-González*	*Chromium (VI) removal in aqueous solution by the modified biomass of rice grain (Oriza sativa L.)* Adriana S. Rodríguez-Pérez Nancy C. Pacheco-Castillo Juana Tovar-Oviedo Víctor M. Martínez-Juárez Ismael Acosta-Rodríguez Alejandra Muñoz-Morales Juan F. Cárdenas-González	478

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

Artículos

Biohidrógeno a partir de la fermentación oscura de las aguas residuales de la industria cervecera: evaluación preliminar

Biohydrogen from anaerobic treatment of brewery wastewaters: A preliminary study

Angélica M. Méndez[1]

Tatiana R. Chaparro[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0600-5414

Juan Rueda-Bayona[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3806-2058

[1]Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Agua y Energía (AyE), Bogotá, Colombia, angelica.mendezr@hotmail.com

[2] Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Agua y Energía (AyE), Bogotá, Colombia, adela.rodriguez@unimilitar.edu.co

[3]Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Agua y Energía (AyE), Bogotá, Colombia, juan.rueda@unimilitar.edu.co

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autora para correspondencia: Tatiana R. Chaparro, adela.rodriguez@unimilitar.edu.co

Resumen

El gas hidrógeno se considera como la energía del futuro por ser renovable, limpia y no generar emisiones de gases de efecto invernadero como producto final de su combustión. Entre los procesos que existen para producir hidrógeno se encuentra la producción biológica a partir de aguas residuales con altos contenidos de carbohidratos mediante procesos anaerobios. La utilización del agua residual como fuente de biomasa para producir hidrógeno se considera una alternativa económica debido a que la materia prima es abundante y de fácil acceso. Con base en lo anterior, el presente estudio evaluó la producción de hidrógeno a partir de aguas residuales de la industria cervecera tratadas en un reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente (UASB) a escala de laboratorio. Para esto, se aplicó un choque térmico (90 °C/15 min) al inóculo, para inhibir a los microorganismos metanogénicos y promover la producción de H_2. Los resultados mostraron que con un valor de carga orgánica volumétrica de 9.1 gDQO/L.D., pH de 5.5 y un tiempo de detención hidráulica (TDH) de 2 h, el valor máximo de contenido porcentual de hidrógeno en el biogás fue de 21 %, lo que correspondió a un rendimiento de 6.50 mMolH_2/l. A partir de los resultados, se encontró que la variación en la composición inicial del agua residual influyó en la estabilidad y continuidad de la producción del gas hidrógeno (H_2). Por último, este estudio encontró la presencia de gas metano (CH_4) junto con

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el gas hidrógeno, a pesar de mantener los valores de pH próximos a 5.5, y haber aplicado el choque térmico al inóculo.

Palabras clave: agua residual industrial, energía limpia, fermentación oscura, hidrógeno.

Abstract

Hydrogen gas is considered the energy of the future because it is renewable, clean, and does not generate greenhouse gas emissions. Among the existing processes for producing hydrogen, it is found biological production from residual wastewater with a high content of carbohydrates treated with an anaerobic process. The utilization of wastewater for hydrogen production is considered an economical alternative because the raw material is abundant and easy to access. In this sense, the present study assessed the hydrogen production from the wastewater of the beer industry treated by Up-flow Anaerobic Sludge Blanket Reactors (UASB). Then, it was applied a thermal shock (90 °C/15 min) to the inoculum, with a previous dark fermentation treatment. The results revealed that with an organic volumetric load of 9.1 gDQO/L.D., pH of 5.5, and a hydraulic retention time (HRT) of 2 h, the maximum percentage of hydrogen gas was 21 % which corresponds to a yield of hydrogen of 6.50 mMolH_2/l. According to the results was found that the initial compound of wastewater influenced the stability and continuity of hydrogen gas (H_2). Finally, this study identified the uncommon presence of methane gas (CH_4) with hydrogen gas, despite keeping pH values nearby to 5.5, and has applied a thermal shock to the inoculum.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: Clean energy, dark fermentation, hydrogen, industrial wastewater.

Recibido: 22/07/2020

Aceptado: 28/04/2021

Introducción

Actualmente, el 90 % de la energía mundial se produce a partir de los combustibles fósiles, considerados escasos y perjudiciales para el ambiente y los seres humanos. Entre los combustibles alternativos potencialmente aptos para sustituir a los combustibles fósiles está el hidrógeno. El hidrógeno es un combustible limpio, que genera en su combustión agua como único producto y tiene 2.75 veces más potencial energético que los hidrocarburos (Wei, Liu, & Zhang, 2010). Recientemente, la producción de biohidrógeno a partir de diferentes residuos orgánicos se ha convertido en una alternativa de bajo costo y eco amigable. Según Zhong, Stevens, y Hansen (2015), en la Primera Conferencia Mundial de Hidrógeno realizada en el año 2006 se identificó al gas hidrógeno como el primer portador de energía limpia del futuro, no sólo por su alta densidad energética (143 MJ/kg), la cual es 2.6 veces

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

más alta que el metano y 3.3 veces más alta que la gasolina, sino también porque su combustión sólo genera agua como subproducto. Sivagurunathan, Sen y Lin (2015) indicaron que la producción de hidrógeno a partir de la fermentación oscura ha ganado mucha atención en la actualidad debido principalmente a que existe un amplio rango de sustratos que pueden ser convertidos en hidrógeno sin gasto adicional de energía. Entre los sustratos que más se están estudiando están las aguas residuales de origen industrial con alto contenido de carbohidratos.

No obstante, el biogás no es el único producto de la digestión anaerobia que tiene valor energético; la conversión biológica de sustratos ricos en carbohidratos genera intermediarios como los ácidos grasos volátiles (AGV), que a su vez son constituyentes de otros productos con alto valor agregado como los polihidroxialcanoatos (PHA), bioalcoholes, como etanol, butanol y gas hidrógeno (p. ej., subproductos de la fermentación oscura). La producción de hidrógeno y otros intermediarios se da a través del proceso de la fermentación oscura. Las estrategias para asegurar una efectiva producción de hidrógeno y ácidos orgánicos consisten en garantizar que en el sistema se tenga esencialmente organismos productores de hidrógeno, y optimizar las condiciones operacionales para asegurar que esta producción sea continua y estable (Barca, Soric, Ranava, Giudici-Orticoni, & Ferrasse, 2015). Las diferencias fisiológicas entre las bacterias acidogénicas y las *arqueas* metanogénicas representan la base fundamental para desarrollar mecanismos que permitan acumular hidrógeno y ácidos orgánicos. Revisando la literatura se observa que una de las estrategias más comunes consiste en la eliminación de los organismos metanogénicas (Castelló *et al*., 2020).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El proceso de elaboración de la cerveza implica un gran número de procesos por lotes en el procesamiento de las materias primas para el producto final. Se emplean grandes cantidades de aguas para la producción de la cerveza, así como para el lavado general de suelos y bodegas, envasado y limpieza en el lugar. Estas aguas descargan un volumen significativo de aguas residuales, con altas concentraciones de contaminantes orgánicos, que se caracterizan por su elevado contenido de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST) (Arantes *et al*., 2019). Los tratamientos más empleados por lo general son aquellos que utilizan procesos anaerobios debido a la alta carga orgánica y alta biodegradabilidad de su agua (Arreola-Vargas, Flores-Larios, González-Álvarez, Corona-González, & Méndez-Acosta, 2016; Montiel-Corona & Razo-Flores, 2018). Esta tecnología, en combinación con procesos aerobios, como lodos activados, no sólo le va a permitir al sistema cumplir con la normatividad de vertimientos sino también generar la opción de aprovechar la producción de energía en forma de biogás rico en metano (CH_4) o hidrógeno (H_2). La producción de CH_4 por digestión anaerobia (DA) en este tipo de aguas es una tecnología ya establecida y muy conocida, mientras que la producción biológica de H_2 aún no ha sido ampliamente estudiada (Arantes *et al*., 2019).

Existen varios estudios sobre producción de hidrógeno y metano a partir de procesos anaerobios tanto en una fase como en dos fases utilizando aguas residuales provenientes de la industria de bebidas alcohólicas. Arreola-Vargas *et al*. (2016) hicieron una evaluación sobre la recuperación de energía, utilizando el proceso de digestión anaerobia en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

dos fases y en una fase a partir del tratamiento de aguas provenientes de la industria tequilera. Sus resultados mostraron que utilizando las dos fases, la producción de metano fue 3.3 veces mayor que cuando se operó en una sola fase. Sinbuathong, Somjit y Leungprasert (2015) trataron aguas reales de una industria cervecera en reactores anaerobios tipo Batch de 0.12 l, con la finalidad de producir hidrógeno. Variaron el pH entre 4 y 7, y aplicaron tres tipos diferentes de pretratamiento al inóculo, esto es, choque térmico, acidificación y adición de cloroformo. Se encontró sobre todo que las arqueas productoras de metano en los lodos provenientes del UASB de la cervecería toleraban el cambio de temperatura, además de los pretratamientos por adición de químicos, lo que llevó a que no exista inhibición total de estos microorganismos; por tanto, estos autores indicaron que las aguas residuales de la cervecería y el lodo fueron apropiadas para producir metano en lugar de hidrógeno.

Es importante mencionar que una de las mayores desventajas de la producción de biohidrógeno por medio de la fermentación oscura es la presencia de diferentes organismos, consumidores y/o inhibidores del gas hidrógeno (Sikora, Błaszczyk, Jurkowski, & Zielenkiewicz, 2013). Bundhoo y Mohee (2016) señalan que existen varios grupos de inhibidores, entre los que destacan las bacterias consumidoras de H_2 (p. ej., bacterias homoacetanogénicas, organismos fermentadores del ácido propiónico, arqueas metanogénicas); organismos que compiten por el mismo sustrato (p. ej., bacterias ácido-lácticas), y también se puede tener por la presencia de subproductos de la misma fermentación (p. ej., acumulación de ácidos). En este sentido, para evitar estas bacterias e incrementar la producción del H_2, es importante desarrollar métodos que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

inhiban la actividad de tales microorganismos. De acuerdo con Castelló *et al*. (2020), el procedimiento que ha mostrado mejores resultados es la aplicación de pretratamientos al inóculo. En ese sentido, el objetivo de este estudio consistió en evaluar la producción de biohidrógeno por medio de la fermentación oscura aplicando un pretratamiento de choque térmico (90 °C/15 min) al inóculo en un reactor de manto de lodo anaerobio de flujo ascendente (UASB) en escala de laboratorio tratando aguas residuales provenientes de una industria cervecera.

Materiales y métodos

Agua residual

El agua residual proviene de una industria cervecera localizada en la ciudad de Bogotá. Las muestras del agua residual se tomaron una vez por semana durante un año en la canaleta Parshall, ubicada a la entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Una vez recolectadas las muestras se preservaron y almacenaron para su posterior análisis. Para la caracterización del agua se realizaron análisis de sólidos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos totales (ST), alcalinidad total, ácidos volátiles totales (AVT), sulfatos (SO_4^{-2}), de demanda química de oxígeno (DQO), pH nitrógeno total, y fosfatos (PO_4^{-2}), utilizando el espectrofotómetro de marca HACH modelo DR5000 y siguiendo las recomendaciones de APHA (2012).

Montaje experimental

Se utilizó un reactor en escala laboratorio tipo UASB construido en acrílico, con diámetro (D) de 50 mm y altura (A) de 590 mm, y un volumen útil de 940 ml, lo que resultó en una relación longitud-diámetro (L/D) de 12 (Figura 1), acorde con las recomendaciones de Chaparro (2010). El reactor UASB convencional operó continuamente por 62 días, con un tiempo de retención detención hidráulica (TRH) de 2 h. El valor de TRH se escogió con base en lo sugerido por autores como Preethi, Banu, Gunasekaran y Kumar (2019), y una carga orgánica volumétrica promedio de 9.41 gDQO/L.D. El inóculo se obtuvo del reactor UASB que trata las aguas residuales de la industria cervecera. A este inóculo se le aplicó el tratamiento por choque térmico a 90 ºC durante 15 min, siguiendo las recomendaciones de Lay *et al*. (2019), y Wang, Fang, Fang y Bu (2010). El valor del pH se ajustó a 5.5 con hidróxido de sodio 1N o ácido clorhídrico (10 mol/l), según fuera el caso.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

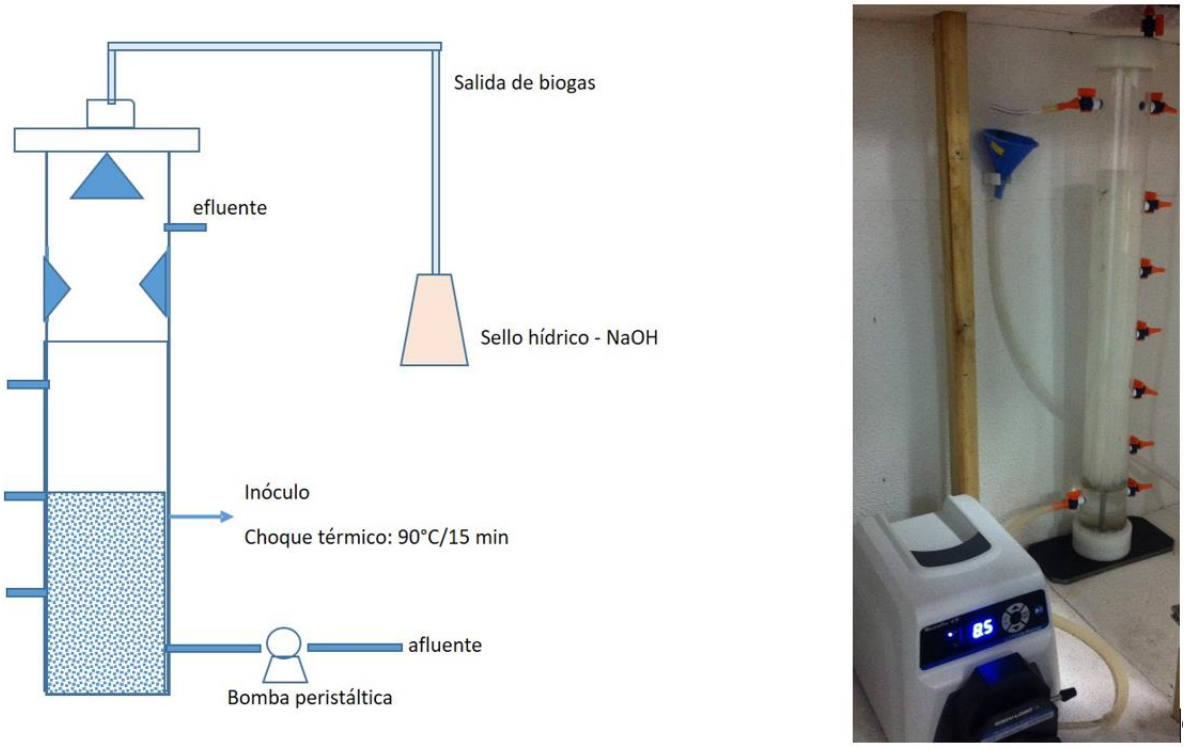


Figura 1. Montaje experimental y fotografía, reactor UASB (elaboración propia).

Determinaciones analíticas

Para evaluar el desempeño del reactor UASB se realizaron los siguientes análisis: demanda química de oxígeno, ácidos volátiles totales, alcalinidad total, alcalinidad parcial, alcalinidad intermedia, sólidos totales, sólidos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

suspendidos, sólidos volátiles totales, sólidos volátiles suspendidos y pH; de acuerdo con la metodología descrita en APHA (2012), y Ripley y Boyle (1986), todas las determinaciones se realizaron tres veces por semana en duplicado. La composición del biogás, entre ellos el gas hidrógeno y el gas metano, se analizó en el cromatógrafo marca Agilent modelo 7890A, equipado con un detector de conductividad térmica con helio como gas de arrastre y una columna Carboxen 1010 Plot. La temperatura del inyector y del detector se mantuvo en 200 y 230 °C, respectivamente. El flujo del gas de arrastre fue de 1.5 ml/min; el volumen de la muestra que se inyectó fue de 0.7 ml.

Resultados y discusión

Las aguas residuales de la industria cervecera se generan a partir de varias actividades durante la producción, como limpieza de equipos e instalaciones; circuitos de refrigeración y calderas; envasado; sanitarias, y consumo de fábrica en general. Tal como se observa en la Tabla 1, estas aguas residuales se caracterizan por una alta variabilidad en la mayoría de los parámetros medidos. Una explicación de este resultado puede ser que la muestra se tomó en la canaleta Parshall a la entrada de la PTAR, justo antes del homogeneizador.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Características del agua residual de la industria cervecera.

Parámetro	Unidad	Media	±	D.S.*
DQO	mg/l	868	±	174
pH	--	7	±	1.1
Alcalinidad total	mg $CaCO_3$/l	1 628	±	492
AVT	mg HAc/l	1 720		317
ST	mg/l	4 915	±	1 279
SST	mg/l	356	±	40
SO_4^{-2}	mg SO_4^{-2}/l	97	±	61
PO_4^{-2}	mg PO_4^{-2}/l	76	±	43
Cl	mg Cl^{-1}/l	144	±	37
NT	mg NT/l	32	±	10

*D.S.: desviación estándar. Elaboración propia.

A partir de los resultados de la Tabla 1 se puede decir que la composición del agua podría favorecer la producción de hidrógeno por vía anaerobia. Además, se evaluó la toxicidad debida a sulfatos con la relación DQO/SO_4^{-2}, que resultó en un valor medio de 12.2. De acuerdo con Chernicharo (2007), una relación DQO/SO_4^{-2} mayor a 10 no causa problemas de toxicidad por presencia de sulfatos al proceso anaerobio. Finalmente, se observa que el contenido de nitrógeno y fósforo fue alto,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sobre todo como consecuencia de los aportes de levadura a las aguas residuales (Gugulethu-Erogan, 2014).

Producción de hidrógeno

En la Figura 2 se observa que la producción porcentual de hidrógeno no fue constante y no alcanzó el estado estable. Se considera que se alcanza el estado estable cuando la producción de H_2 no presenta una variación de alrededor del 10 % como sugieren Tapia-Venegas *et al*. (2015). El rendimiento máximo alcanzado fue de 6.50 mMolH_2/l, que correspondió a un 21 % de la composición del biogás para el día de operación 12. La producción de hidrógeno utilizando como materia prima aguas residuales industriales reales ha mostrado en diferentes estudios resultados favorables, pero bajo condiciones operacionales muy diferentes, lo que no permite establecer un patrón o definir valores para los parámetros de diseño y operación en la escala real. Por ejemplo, Amorim, Alves, Martins y Amorim (2014), empleando un reactor anaerobio de lecho fluidizado que trataba aguas residuales provenientes de la extracción de la yuca con un valor de TRH de 2 h produjeron 1.2 molH_2/mol glucosa. Pachiega *et al*. (2019) estudiaron también la producción de hidrógeno a partir de las aguas residuales de la industria cervecera, ajustando el valor de pH a 5.5, en reactores anaerobios tipo Batch, pero con un TRH de 180 h; la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

producción máxima fue de 15 molH_2/mol fructuosa. Yu, Zhu, Hu y Zhang, (2002) trataron agua residual de la producción de arroz en condiciones termofílicas con un pH de 5.5 y un TRH de 2 h, y su rendimiento máximo fue de 2.14 molH_2/mol hexosa.

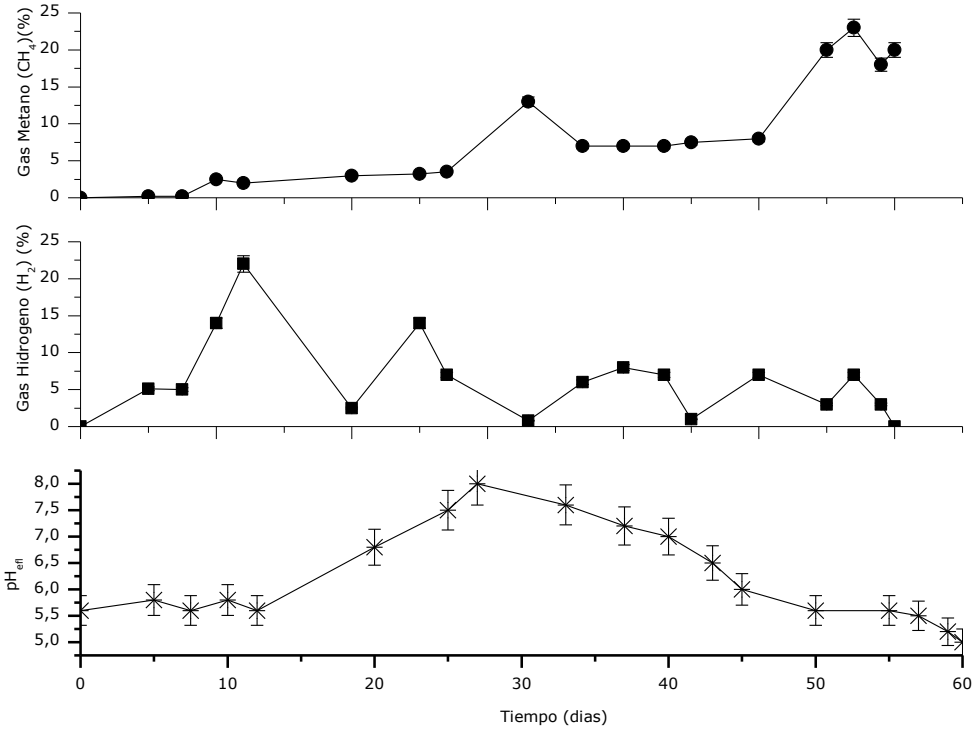


Figura 2. Variación temporal de la producción de hidrógeno, la producción de metano y el pH en el efluente en el reactor UASB. Elaboración propia. Nota: los valores de la producción porcentual del hidrógeno y del metano son el resultado de tres mediciones que hace internamente el cromatógrafo de gases.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La producción de hidrógeno fue inestable en el tiempo, pero continua; este resultado se puede atribuir a diferentes factores, entre ellos, los cambios que sufrieron las comunidades bacterianas por la presencia de consumidores y/o inhibidores de H_2, y por la configuración del reactor o el tiempo escogido de detención hidráulica. Castelló *et al*. (2020), en una amplia revisión crítica sobre los factores que influyen en la estabilidad de la producción de hidrógeno, afirmaron que no existe hasta el momento un consenso en los valores de parámetros operacionales y configuraciones de los reactores para producir hidrógeno a partir de aguas residuales industriales reales. Varios estudios realizados sobre la producción de hidrógeno a partir de la digestión anaerobia, en particular operando en la fase de fermentación oscura en aguas de origen industrial, anotaron que aproximadamente a partir del día 25 de operación existe una tendencia en la disminución en la producción de hidrógeno, la cual no vuelve a restablecerse a los valores iniciales (Anzola-Rojas & Zaiat, 2014; Moureira, Lima, Kmiecik, & Zaiat, 2013; Penteado, Lazaro, Sakamoto, & Zaiat, 2013).

A pesar de lo anterior, se pueden establecer algunos hallazgos en este estudio: la producción de H_2 no sólo no fue estable, y además no se recuperó en el tiempo; aproximadamente desde el día 20 de operación disminuyó hasta parar por completo cerca del día 60; esta observación fue similar a la de otros autores, como Bundhoo y Mohee (2016); Sivagurunathan, Anburajan, Kumar y Kim(2016), y Si *et al*. (2015). En particular, Si *et al*. (2015) establecen que una de las causas que lleva a

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la disminución en la producción de hidrógeno es la presencia de microorganismos homoacetanogénicos.

La preparación del inóculo tiene un papel clave en la producción continua y estable de hidrógeno. Autores como Bundhoo y Mohee (2015) hicieron una revisión extensiva sobre el efecto de varios pretratamientos en la producción de hidrógeno a partir de la fermentación oscura. Entre sus principales hallazgos estos autores indicaron que entre las tecnologías revisadas para el pretratamiento de inóculo, los pretratamientos con calor y ácido son los más estudiados y más efectivos. Además, anotaron que es necesario realizar más investigaciones para determinar las condiciones óptimas de pretratamiento antes de llegar a conclusiones definitivas.

Es importante mencionar que en este estudio en todas las muestras del biogás además del biohidrógeno hubo presencia de gas metano (CH_4) en menores proporciones (Figura 2). Una posible explicación para este fenómeno es que a pesar del pretratamiento térmico que se le hizo al inóculo no fue suficiente para inhibir o eliminar a las *arqueas* metanogénicas. A pesar del ajuste en el valor de pH en 5.5 al afluente del reactor, en el efluente se observaron valores promedio de 6.21, con excepción de los primeros ocho días de operación, en donde se alcanzaron valores cercanos a 8.0; Hawkes, Hussy, Kyazze, Dinsdale y Hawkes (2007), y Palomo-Briones *et al*. (2019) obtuvieron resultados similares.

Variación de los ácidos totales volátiles

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La fermentación anaerobia está siempre acompañada por la producción de los ácidos volátiles. Un aspecto a tener en cuenta en este estudio es que en varias ocasiones el agua residual ya presentaba concentraciones altas de ácidos volátiles totales, lo que indica que el agua estaba parcialmente fermentada. Entonces, los valores fueron inicialmente mayores que > 1 500 mgHAc/l y en promedio durante el tiempo de observación el aumento no fue superior al 20 %; como resultado, se alcanzó un valor promedio de 1 800 mgHAc/l, lo que indicó que no hubo producción interna de AVT conforme a lo expuesto por Chernicharo (2007).

La producción de hidrógeno se puede inhibir por el propio H_2 y por los ácidos grasos volátiles producidos durante el proceso de fermentación. La fermentación con ácido acético y butírico produce cuatro moles de H_2 por mol de glucosa y 2 mol de H_2 por mol de glucosa, respectivamente. Éstas son las principales rutas metabólicas por las cuales se produce H_2 en la fermentación oscura Sikora *et al*. (2013). Esto indica que para obtener una alta producción de H_2 debería correlacionarse con una alta producción de ácidos, situación que no siempre ocurre debido principalmente a la forma en que el ácido esté en el medio. Tanto el ácido acético como el ácido butírico son ácidos débiles que van a depender del valor del pH; en ese sentido, si el ácido no se disocia es más factible que pueda entrar en el citoplasma de los microorganismos causando un desbalance en el valor del pH, acidificando el medio e incrementando los requerimientos energéticos; como resultado, se generará un desequilibrio en el proceso; por ello, autores como Lee, Chua, Yeoh y Ngoh (2014),

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mamimin *et al*. (2015), y Ghimire *et al*. (2015) plantearon que una de las mejores estrategias para producir hidrógeno a partir de aguas residuales con variaciones importantes de carga orgánica y valores de pH en el rango ácido originadas principalmente en la industria deberían implementar el proceso anaerobio en dos fases, pues de esa forma se optimizan los parámetros de operación como el TRH y pH, entre otros, en cada una de ellas, favoreciendo principalmente a los microorganismos que se envuelven en cada una de las etapas.

Finalmente, es relevante anotar que la producción de hidrógeno a partir de aguas residuales reales provenientes de la industria cervecera es una opción atractiva para que las industrias cumplan los límites de vertimientos establecidos en la normatividad ambiental y además puedan recuperar energía por medio de los subproductos generados durante el tratamiento de sus efluentes. Para esto, es necesario que el tratamiento anaerobio se realice en dos etapas: la primera, una fase de fermentación oscura para optimizar la producción de hidrógeno (H_2), y la segunda una fase para producir el gas metano (CH_4). Particularmente, se recomienda aumentar el tiempo de pretratamiento con choque térmico para inhibición de las arqueas metanogénicas; 15 minutos no es suficiente conforme se observó en este estudio, a pesar del bajo tiempo de detención hidráulico empleado y también el valor de pH en 5.5. Deben realizarse, dada la heterogeneidad del agua cruda, ensayos bajo experimentos factoriales para encontrar el rango óptimo de los parámetros operacionales.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 01-26. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

En este estudio se llevó a cabo una evaluación preliminar de la factibilidad de producir hidrógeno a partir de la fermentación oscura tratando aguas residuales reales provenientes de una industria cervecera. Se encontró que es factible producir hidrógeno con este tipo de efluentes utilizando un reactor anaerobio tipo UASB convencional a partir de la fermentación oscura. El rendimiento máximo alcanzado fue de 6.50 $mMolH_2/l$, que correspondió a un 21 % de la composición del biogás con un valor de la carga orgánica volumétrica de 9.1 gDQO/L.D. Sin embargo, no se logró mantener la estabilidad y continuidad del proceso a pesar de la aplicación del choque térmico al inóculo y el control del pH. Es importante mencionar que es necesario para futuros estudios evaluar la manera en que influyen factores tales como la variabilidad en la composición del agua residual, la configuración del reactor, la forma en que se realiza el pretratamiento al inóculo y su procedencia para mejorar la estabilidad del proceso biológico y, en consecuencia, la continuidad en la generación del gas hidrógeno.

Agradecimientos

Los autores expresan sus agradecimientos a la Universidad Militar Nueva Granada y al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por el Colciencias por su apoyo financiero a la Ing. Angélica Andrea Méndez Revollo por medio de la beca en el programa de Jóvenes Investigadores.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A los Laboratorios de Calidad de Aguas y Saneamiento Ambiental por el apoyo técnico.

Referencias

Amorim, N. C. S., Alves, I., Martins, J. S., & Amorim, E. L. (2014). Biohydrogen production from cassava wastewater in an anaerobic fluidized bed reactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(3), 603-612. Recuperado de https://doi.org/10.2166/wpt.2019.041

Anzola-Rojas, M., & Zaiat, M. (2014). *Estratégias para a produção contínua de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fixo* (tese de Doutorado em Ciência). Escola de Engenharia de São Carlos Departamento de Hidráulica e Saneamento, Brazil.

APHA, American Public Health Association. (2012). *Standard methods for examination of water and wastewater* (22nd ed.). Washington, USA: American Public Health Association.

Arantes, M. K., Sequinel, R., Alves, H. J., Machado, B., Fiorini, A., & Da Silva, E. A. (2019). Improvement of biohydrogen production from brewery wastewater: Evaluation of inocula, support and reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.07.208

Arreola-Vargas, J., Flores-Larios, A., González-Álvarez, V., Corona-González, R. I., & Méndez-Acosta, H. O. (2016). Single and two-stage anaerobic digestion for hydrogen and methane production from acid and enzymatic hydrolysates of Agave tequilana bagasse.

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

International Journal of Hydrogen Energy, 41(2), 897-904. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.11.016

Barca, C., Soric, A., Ranava, D., Giudici-Orticoni, M. T., & Ferrasse, J. H. (2015). Anaerobic biofilm reactors for dark fermentative hydrogen production from wastewater: A review. *Bioresource Technology*, 185, 386-398. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.063

Bundhoo, M. A. Z., & Mohee, R. (2016). Science direct inhibition of dark fermentative bio-hydrogen production : A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(16), 6713-6733. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.03.057

Bundhoo, M. A. Z., Mohee, R., & Hassan, M. A. (2015). Effects of pre-treatment technologies on dark fermentative biohydrogen production: A review. *Journal of Environmental Management*, 157, 20-48. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.006

Castelló, E., Nunes-Ferraz-Junior, A. D., Andreani, C., Anzola-Rojas, M. del P., Borzacconi, L., Buitrón, G., Carrillo-Reyes, J., Gomes, S. D., Maintinguer, S. I., Moreno-Andrade, I., Palomo-Briones, R., Razo-Flores, E., Schiappacasse-Dasati, M., Tapia-Venegas, E., Valdez-Vázquez, I., Vesga-Baron, A., Zaiat, M., & Etchebehere, C. (2020). Stability problems in the hydrogen production by dark fermentation: Possible causes and solutions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(May). Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109602

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chaparro, T. R. (2010). Tratamento anaeróbio seguido de processo oxidativo avançado. In: *Tratamento de efluentes de branqueamento de polpa celulósica em reator anaeróbio seguido de processo oxidativo avançado*. Sao Paulo, Brasil: Universidad de Sao Paulo.

Chernicharo, C. (2007). *Anaerobic reactors*. New Delhi, India: IWA Publishing.

Ghimire, A., Frunzo, L., Pirozzi, F., Trably, E., Escudie, R., Lens, P. N. L., & Esposito, G. (2015). A review on dark fermentative biohydrogen production from organic biomass: Process parameters and use of by-products. *Applied Energy*, 144, 73-95. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.045

Gugulethu-Erogan, I. (2014). Treatment of soft drink industry wastewater using an integrated anaerobic / aerobic membrane bioreactor. *Cape Peninsula University of Technology*, October, 154. Recuperado de http://digitalknowledge.cput.ac.za/jspui/bitstream/11189/2441/1/200679315_erdogan_ig_mtech_chem_eng_2014.pdf

Hawkes, F. R., Hussy, I., Kyazze, G., Dinsdale, R., & Hawkes, D. L. (2007). Continuous dark fermentative hydrogen production by mesophilic microflora: Principles and progress. *International Journal of Hydrogen Energy*, 32(2), 172-184. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2006.08.014

Lay, C. H., Vo, T. P., Lin, P. Y., Abdul, P. M., Liu, C. M., & Lin, C. Y. (2019). Anaerobic hydrogen and methane production from low-strength beverage wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*,

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

44(28), 14351–14361. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.03.165

Lee, W. S., Chua, A. S. M., Yeoh, H. K., & Ngoh, G. C. (2014). A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal*, 235, 83-99. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.002

Mamimin, C., Singkhala, A., Kongjan, P., Suraraksa, B., Prasertsan, P., Imai, T., & O-Thong, S. (2015). Two-stage thermophilic fermentation and mesophilic methanogen process for biohythane production from palm oil mill effluent. *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(19), 6319-6328. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.03.068

Montiel-Corona, V., & Razo-Flores, E. (2018). Continuous hydrogen and methane production from *Agave tequilana* bagasse hydrolysate by sequential process to maximize energy recovery efficiency. *Bioresource Technology*, 249(August 2017), 334-341. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.032

Moureira, D., Lima, F., Kmiecik, W., & Zaiat, M. (2013). Comparison of the use of sucrose and glucose as a substrate for hydrogen production in an up flow anaerobic fixed-bed reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(35), 15074-15083. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.09.003

Pachiega, R., Rodrigues, M. F., Rodrigues, C. V., Sakamoto, I. K., Varesche, M. B. A., De-Oliveira, J. E., & Maintinguer, S. I. (2019). Hydrogen bioproduction with anaerobic bacteria consortium from

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

brewery wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*, 155-163. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.02.107

Palomo-Briones, R., Celis, L. B., Méndez-Acosta, H. O., Bernet, N., Trably, E., & Razo-Flores, E. (2019). Enhancement of mass transfer conditions to increase the productivity and efficiency of dark fermentation in continuous reactors. *Fuel*, 254(June), 115648. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115648

Penteado, E. D., Lazaro, C. Z., Sakamoto, I. K., & Zaiat, M. (2013). Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen production in packed-bed anaerobic reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(14), 6137-6145. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.01.067

Preethi, T. M., Banu, J. R., Gunasekaran, M., & Kumar, G. (2019). Biohydrogen production from industrial wastewater: Advancement towards commercialisation. *Bioresource Technology Reports*, 7, 1002, https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100287.

Ripley, L. E., & Boyle, W. C. (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 58(5), 406-411.

Si, B., Li, J., Li, B., Zhu, Z., Shen, R., Zhang, Y., & Liu, Z. (2015). The role of hydraulic retention time on controlling methanogenesis and homacetogenesis in biohydrogen production using up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and packed bed reactor (PBR). *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(35), 11414-

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

11421. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.04.035

Sikora, A., Błaszczyk, M., Jurkowski, M., & Zielenkiewicz, U. (2013). Chapter 21. In: *Lactic Acid Bacteria in Hydrogen-Producing Consortia : On Purpose or by Coincidence?* Recuperado de https://doi.org/10.5772/50364

Sinbuathong, N., Somjit, C., & Leungprasert, S. (2015). Feasibility study for biohydrogen production from raw brewery wastewater. *International Journal of Energy Research*, 39(13), 1769-1777. Recuperado de https://doi.org/10.1002/er.3321

Sivagurunathan, P., Anburajan, P., Kumar, G., & Kim, S. H. (2016). Effect of hydraulic retention time (HRT) on biohydrogen production from galactose in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(46), 21670-21677. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.06.047

Sivagurunathan, P., Sen, B., & Lin, C. Y. (2015). High-rate fermentative hydrogen production from beverage wastewater. *Applied Energy*, 147, 1-9. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.136

Tapia-Venegas, E., Ramirez-Morales, J. E., Silva-Illanes, F., Toledo-Alarcón, J., Paillet, F., Escudie, R., Lay, C. H., Chu, C. Y., Leu, H. J., Marone, A., Lin, C. Y., Kim, D. H., Trably, E., & Ruiz-Filippi, G. (2015). Biohydrogen production by dark fermentation: Scaling-up and technologies integration for a sustainable system. *Reviews in*

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Environmental Science and Biotechnology, 14(4), 761-785. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11157-015-9383-5

Yu, H., Zhu, Z., Hu, W., & Zhang, H. (2002). Hydrogen production from rice winery wastewater in an upflow anaerobic reactor by using mixed anaerobic cultures. *International Journal of Hydrogen Energy*, 27(11-12), 1359-1365. Recuperado de https://doi.org/10.1016/S0360-3199(02)00073-3

Wang, H., Fang, M., Fang, Z., & Bu, H. (2010). Bioresource technology effects of sludge pretreatments and organic acids on hydrogen production by anaerobic fermentation. *Bioresource Technology*, 101(22), 8731-8735. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.131

Wei, J., Liu, Z. T., & Zhang, X. (2010). Biohydrogen production from starch wastewater and application in fuel cell. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(7), 2949-2952. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.05.035

Zhong, J., Stevens, D. K., & Hansen, C. L. (2015). Optimization of anaerobic hydrogen and methane production from dairy processing waste using a two-stage digestion in induced bed reactors (IBR). *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(45), 15470-15476. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.09.085

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

Artículos

El marco jurídico institucional para la implementación del derecho humano al agua en el Ecuador

Institutional and legal framework for the implementation of the human right to the water in Ecuador

Andrés Martínez-Moscoso[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8952-0680

Daniela Rivera-Bravo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9282-7184

Daniela Salazar-Marín[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9225-4822

Adriana Abril-Ortiz[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7405-8040

[1]Universidad de Cuenca, Water Law and Management Lab; Universidad San Francisco de Quito, Colegio de Jurisprudencia, Quito, Ecuador, andresmartmos@gmail.com

[2]Pontificia Universidad Católica de Chile, Centro de Derecho y Gestión de Aguas, Santiago, Chile, dirivera@uc.cl

[3]Universidad San Francisco de Quito, Colegio de Jurisprudencia, Quito, Ecuador, dsalazar@usfq.edu.ec

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[4]Ku Leuven, Universidad de Cuenca, Water Law and Management Lab, Cuenca, Ecuador, adrianalorena.abrilortiz@kuleuven.student.be

Autor para correspondencia: Andrés Martínez-Moscoso, andres.martinez@ucuenca.edu.ec

Resumen

El presente artículo describe el marco jurídico institucional del reconocimiento del derecho humano al agua en el Ecuador, con el propósito de contar con el sustento cualitativo para el diseño de una metodología que permita medir la implementación de dicho derecho. Para ello, analiza las circunstancias que influyeron en su consagración y la manera en que las normas deberían emplearse a la hora de garantizar su contenido.

La investigación utiliza como base el informe de la Organización de los Estados Americanos sobre el abordaje del derecho humano al agua en algunos países de Centroamérica y lo adapta a la realidad ecuatoriana, así como otros en relación con la inclusión de la población vulnerable. Además, lleva a cabo un análisis exegético, haciendo un recorrido histórico de la protección del agua en Ecuador a nivel constitucional y legal, así como un recuento de los diarios de debates de la Asamblea Constituyente de 2008. Los resultados del estudio se presentan en función de las variables diseñadas por el Relator Especial del Derecho Humano al Agua y al Saneamiento.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El trabajo concluye que si bien existe un reconocimiento normativo del derecho al agua, la debilidad institucional influye de manera negativa para su efectiva realización.

Palabras clave: derechos humanos, derecho al agua, agua, implementación, Ecuador.

Abstract

The paper describes the institutional and legal framework of the human right to water in Ecuador. The intention is to provide the qualitative basis to design a methodology to measure its implementation. It analyzes the circumstances that lead to the formal recognition of this right and the strategies required for its efficient guarantee.

The research applies the Organization of American States report about implementing the human right to water in Central American countries to the Ecuadorian background and people in vulnerable conditions. Moreover, the paper uses an exegetic focus and makes a historical description of the water law protection in Ecuador. It identifies the congress people's real intention in the records of the Constituent Assembly of 2008. The study results are presented according to the variables defined by the Special Rapporteur on the human rights to safe drinking water and sanitation.

The paper concludes that the normative recognition of the human right to water is developed in different Ecuadorian laws. However, the country presents institutional weakness, which negatively influences its effective implementation.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: Human rights, right to water, water, implementation, Ecuador.

Recibido: 22/09/2020

Aceptado: 04/05/2021

Introducción

A nivel comparado, la Organización de los Estados Americanos (OEA) ha desarrollado la línea base sobre el derecho humano al agua y al saneamiento en un documento publicado por la Secretaría Ejecutiva para el Desarrollo Integral del Departamento de Desarrollo Sostenible de la OEA. No obstante, este texto se concentra principalmente en la región central y norte de América (Costa Rica, México, Honduras y República Dominicana), por lo que existe un vacío en la región sur. En Ecuador, el derecho humano al agua se elevó a rango constitucional en octubre de 2008 y, posterior a ello, se le reguló a través de la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Uso y Aprovechamiento del Agua de 2014. En ese contexto, el presente estudio sobre el marco jurídico institucional para la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

implementación del derecho humano al agua en el Ecuador constituye la oportunidad para llenar el referido vacío.

El trabajo se plantea como preguntas de investigación: ¿Qué circunstancias influyeron en el reconocimiento del acceso al agua como un derecho humano en el Ecuador?, ¿cómo puede influir la normativa legislada en el Ecuador para una efectiva implementación de este derecho?

Para ello utiliza como hipótesis de partida la siguiente: existe un camino en la evolución del reconocimiento del acceso al agua para uso personal y doméstico como derecho humano tanto a nivel internacional como nacional. En lo jurídico, ese camino está marcado por el impulso para la consecución del derecho a la salud y otros derechos que forman parte del catálogo de los derechos económicos, sociales, culturales y ambientales (DESCA). En lo político convergen, por un lado, los procesos contrahegemónicos frente a la mercantilización de bienes y servicios de la mano de activistas como Shiva (2014) y, por otro, luchas sociales (véase la Guerra del Agua en Cochabamba, Bolivia), que encontraron en América del Sur procesos constituyentes de inicios de siglo que reivindicaron estos postulados (Baer & Gerlak, 2015: 1530).

Sin embargo, el mero reconocimiento como derecho humano puede quedar simplemente en retórica si no viene acompañado de medidas para su efectiva implementación (Baquero-Flores, Jiménez-Fdez.-de-Palencia, & Pérez-Foguet, 2016) a través de los cinco factores que perfilan el contenido del derecho humano al agua: a) disponibilidad; b) accesibilidad; c) aceptabilidad; d) asequibilidad, y e) calidad (De-Albuquerque, 2014),

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

así como de la respectiva planificación, desarrollo, ejecución y evaluación de las políticas públicas diseñadas para la implementación del derecho.

Este trabajo presenta las siguientes secciones: materiales y métodos, contextualización y resultados a nivel internacional (sistema universal e interamericano), y de la normativa nacional (constitucional y legal); la discusión, a partir de las diferentes características del derecho humano al agua, y finalmente, las conclusiones.

Materiales y métodos

El trabajo se desarrolla dentro del proyecto de investigación: "Propuesta metodológica para medir el Derecho Humano al Agua. Aplicación piloto en el cantón Cuenca", que tiene por objetivo generar una propuesta metodológica para medir el derecho humano al agua.

Con el propósito de desarrollar el marco jurídico institucional para el agua, se emplea aquella utilizada por la Organización de los Estados Americanos (OEA) en su informe sobre la "Implementación del derecho humano al agua y al saneamiento a través del Programa Interamericano para el Desarrollo Sostenible de la OEA" (OEA, 2019), el cual tomó como unidad de análisis a los países de América del Norte (México), América Central (Costa Rica y Honduras), y El Caribe (República Dominicana).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De esta manera, las variables de análisis utilizadas se concentran en un breve diagnóstico de la situación del agua potable en el país escogido, y la descripción del marco jurídico institucional para el agua, donde se describen las normas escritas que dan sustento constitucional y legal al derecho humano al agua. Para esto se destacan los planes, políticas y programas, así como la selección de la normativa relacionada: elemento (dimensión), normativa jurídica, entidad competente.

No obstante, en el debate del contenido y de la implementación del derecho humano al agua se excluye usualmente a millones de personas que carecen de acceso al servicio, que a nivel comparativo, como lo señalan Ibáñez y Lazo (2018) en el caso mexicano, dada la marginalidad de estos colectivos, hacen que las soluciones de implementación que se plantean por los Estados y organismos internacionales no necesariamente responden a las realidades propias de sus condiciones precarias particulares de su entorno que en el caso ecuatoriano cobra especial interés tanto a nivel periurbano como en los sectores rurales (INEC, 2019).

En la propuesta metodológica se utilizaron las siguientes dimensiones y subdimensiones: disponibilidad (suficiencia y continuidad); accesibilidad (congestión, seguridad, tiempo y distancia); aceptabilidad (instalaciones y propiedades del agua); asequibilidad (grado de afectación del gasto en agua al presupuesto familiar, capacidad de pago, disposición al pago); calidad (condiciones para el consumo humano); institucionalidad (resolución de problemas y/o conflictos, rendición de cuentas y transparencia, participación, no discriminación, gestión técnica) (Aguilar, Sarmiento, Roldán, Martínez, & Cabrera, 2020).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Contextualización y resultados

Conforme datos del Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua, Saneamiento e Higiene (JMP), en 2017, el 74.3 % de la población en América Latina y El Caribe tuvo acceso a agua segura, con una brecha significativa entre los espacios urbanos (82.3 %) y rurales (41.7 %) (JMP, 2019a). En el caso ecuatoriano, la evolución en la cobertura del servicio de agua potable y saneamiento en las últimas décadas ha sido importante, pues se aprecia un cambio significativo de nueve puntos (66-75 %) de cobertura de agua gestionada de manera segura, situación que se atribuye tanto al cumplimiento por parte del Estado de los compromisos adquiridos con relación a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (2000-2015), así como a la inversión pública realizada (JMP, 2019a) (Figura 1).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

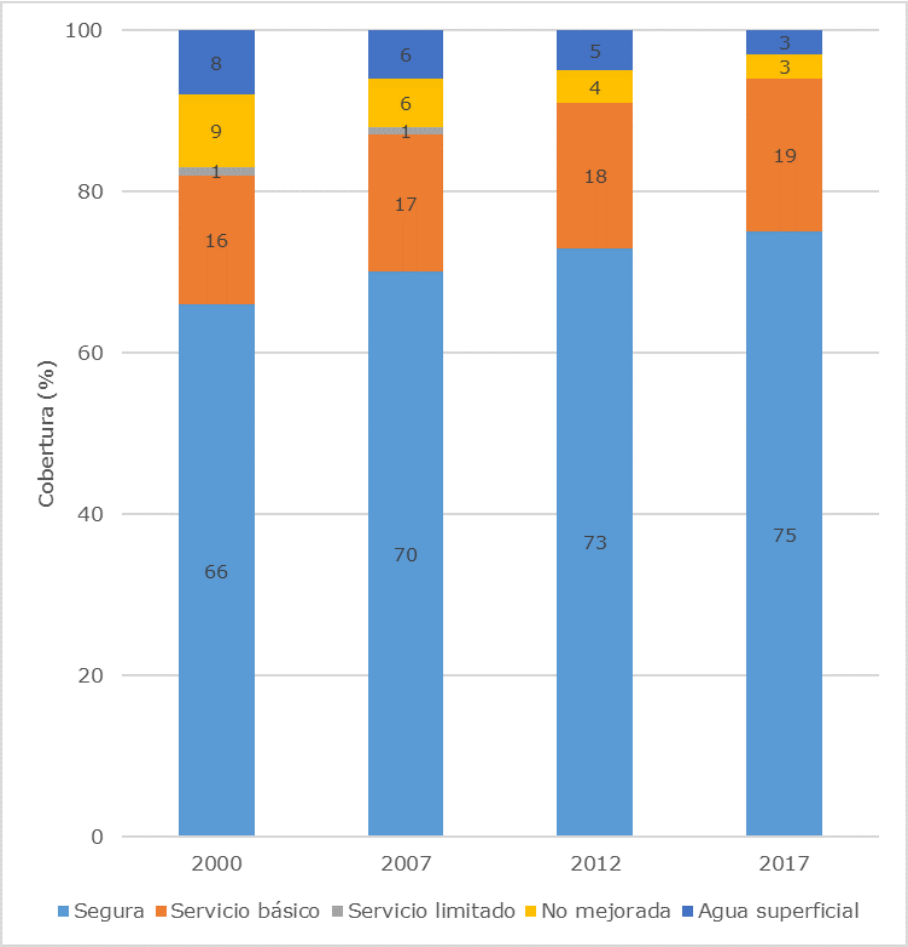


Figura 1. Evolución en el acceso al agua en el Ecuador (2000-2017). Fuente: JMP (2017) y (2019b).

La importancia de los datos ofrecidos por el JMP (2019a) radica en que se enfocan en el cumplimiento de la agenda 2030 (ONU, 2015) de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, de manera puntual en el indicador de "Acceso a Agua Segura para todos" (núm. 6). En este sentido, 7 de cada 10 personas en el Ecuador beben agua gestionada de manera segura (INEC, 2019); sin embargo, se evidencia una brecha entre la cobertura a

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

nivel urbano (85 %) y rural (58 %), lo cual se atribuye principalmente a dos factores:

1. La dispersión poblacional en el área rural, que impide a los prestadores de servicio de agua potable, sobre todo desde la competencia municipal, brindar servicios de calidad.

2. En los lugares en los que el prestador público municipal no llega, lo hacen los sistemas comunitarios, los cuales, si bien prestan un importante servicio de "conexión" del líquido vital debido a su estructura y falta de sostenibilidad financiera, así como a problemas de infraestructura y técnicos, no pueden cumplir con los parámetros establecidos en la norma de calidad.

La perspectiva internacional del derecho humano al agua

En el caso ecuatoriano, los instrumentos internacionales de derechos humanos revisten especial importancia debido a la jerarquía privilegiada que la propia Constitución les otorga, al señalar que si bien la Constitución es la norma suprema, en la medida en que los instrumentos internacionales reconozcan derechos de manera más favorable que la Constitución podrán incluso prevalecer sobre ella y sobre cualquier otra

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

norma (artículo 427). Muestra de ello es la importancia que la propia Corte Constitucional ha otorgado a los instrumentos internacionales (p. ej., las Opiniones Consultivas de la Corte Interamericana de Derechos Humanos, CorteIDH) en los casos de matrimonio igualitario (Sentencias No. 11-18-CN y 10-18-CN), en los cuales aplicó directamente la Opinión Consultiva OC-17/24 (CorteIDH, 2017b).

De ahí que un recorrido por el marco normativo e institucional para la protección del derecho al agua a nivel internacional resulta relevante para comprender la manera en que el derecho constitucional ecuatoriano ha sido receptivo de dichos estándares.

En el marco de la Organización de las Naciones Unidas, el derecho al agua ha sido desarrollado tanto a nivel de tratados internacionales como de declaraciones, resoluciones, observaciones generales y otros instrumentos de derechos humanos, como se refleja en la Tabla 1.

Tabla 1. Evolución del reconocimiento al derecho humano al agua en el plano internacional.

Año	Título	Contenido
1977	Plan de Acción de la Conferencia de la Organización de las Naciones Unidas sobre Agua	Todos tienen derecho al agua en cantidad y calidad acorde con sus necesidades
1979	Convención para la Eliminación de Todas las	Derecho de las mujeres rurales al abastecimiento de agua

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	Formas de Discriminación contra la Mujer	
1989	Convención de los Derechos del Niño	Conexión entre el agua y el derecho al más alto nivel posible de salud
1992	Conferencia Internacional sobre el Agua y el Desarrollo Sostenible (Dublín)	El agua como derecho fundamental de todo ser humano y como bien económico y social
1992	Plan de Acción de la Declaración de Río	Primer planteamiento multilateral de desarrollo sostenible
1996	Conferencia Internacional de la Organización de las Naciones Unidas sobre la Población y el Desarrollo (El Cairo)	El derecho a un nivel de vida adecuado, que incluya agua y saneamiento
2000	Resolución de la Asamblea General de la Organización de Naciones Unidas sobre el "Derecho al Desarrollo"	Para la realización del derecho al desarrollo se debe garantizar el derecho humano fundamental a un agua pura
2002	Declaración de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (Johannesburgo)	El acceso al agua potable como un servicio básico; recalca el valor de acceso a información pública y participación en la planificación de los recursos hídricos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2002	Observación General No. 15, Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales	Reconoce de manera expresa el derecho humano al agua (disponibilidad, calidad y seguridad, aceptabilidad), aceptabilidad, accesibilidad y asequibilidad
2007	Convención sobre los Derechos de las Personas con Discapacidad	Derecho al acceso a agua potable en igualdad de condiciones y a un precio asequible
2010	Resolución 64/292, Asamblea General de la Organización de las Naciones Unidas	Reconocimiento del agua y saneamiento como derechos humanos

Fuente: elaboración propia a partir de instrumentos internacionales.

A inicios del presente siglo, el derecho humano al agua y saneamiento se consideró en relación con los Objetivos de Desarrollo del Milenio a través de una propuesta institucional y normativa en dos dimensiones: una sustancial, compuesta por una perspectiva cuantitativa relativa al acceso de la población al servicio; y una cualitativa, que tomó en cuenta la disponibilidad, calidad, accesibilidad, asequibilidad y aceptabilidad del derecho humano al agua y saneamiento; también se consideró una dimensión procedimental, compuesta por la *accountability* o rendición de cuentas como base, al igual que la posibilidad de establecer la sustentabilidad de las infraestructuras y del servicio (Justo, 2013).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Relatoría Especial del derecho humano al agua

Desde la perspectiva del *soft law*, la ONU creó órganos con la misión de velar por la protección y garantía de los derechos al agua y al saneamiento, como es el caso de la Relatoría Especial sobre Agua y Saneamiento de la Organización de las Naciones Unidas, en cuya historia se pueden apreciar tres momentos y actores clave: El Hadji Guissé (2002-2008), designado como relator especial para el Consejo Económico y Social de las Naciones Unidas; Catarina de Albuquerque (2008-2014), primera relatora especial de las Naciones Unidas sobre el derecho al agua potable y al saneamiento, y Léo Heller (2014-2020), relator especial sobre este derecho hasta el segundo semestre de 2020 (Figura 2). En sus mandatos, cada uno de los relatores ha influido de manera directa en el contenido e implementación del derecho, cuyos parámetros se tienen en cuenta en la discusión del presente trabajo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

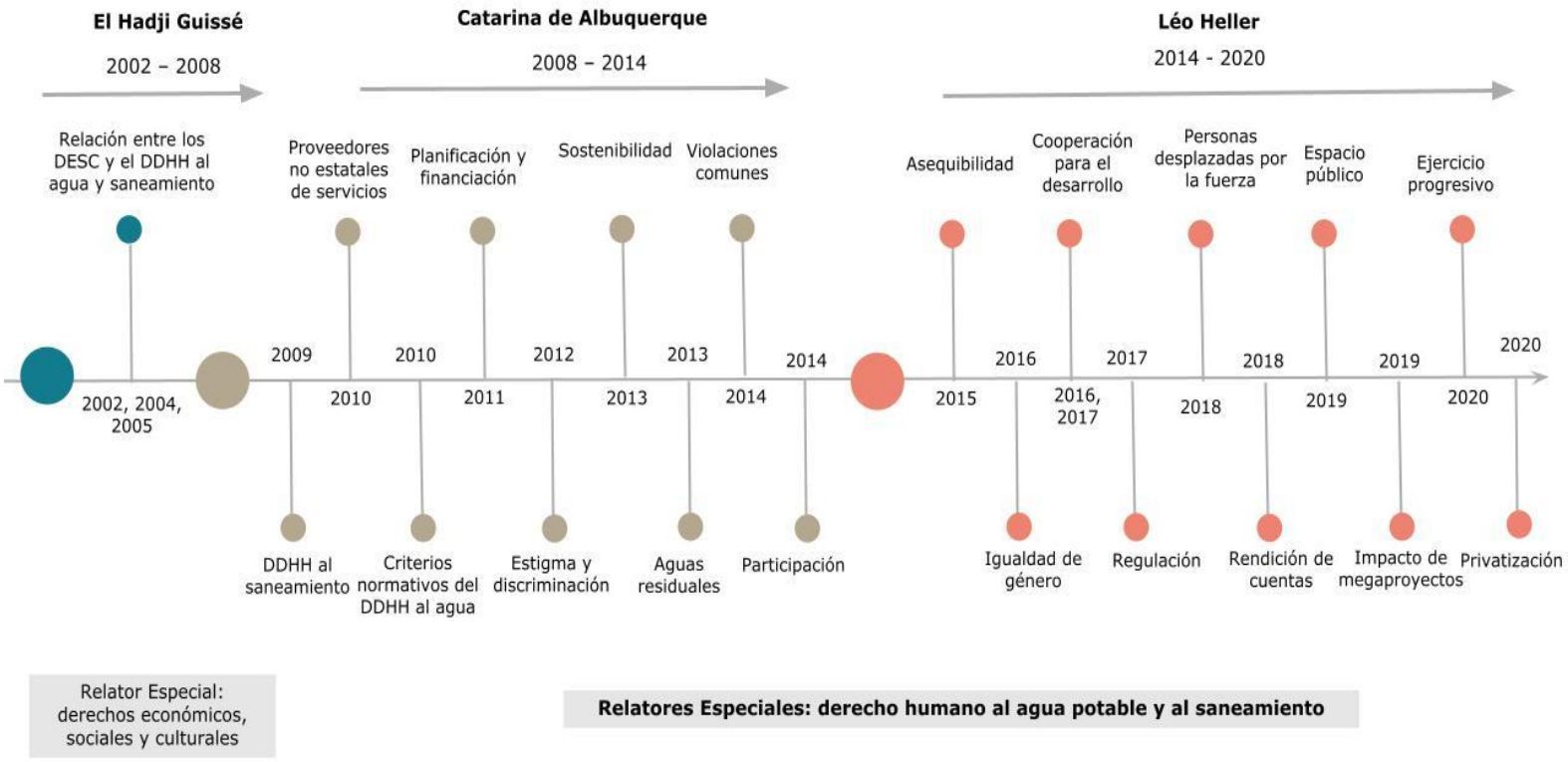


Figura 2. La evolución de la Relatoría Especial del derecho humano al agua. Fuente: elaboración propia a partir de los informes de la Relatoría.

El derecho humano al agua en la jurisprudencia de la Corte Interamericana de Derechos Humanos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En el ámbito regional, el Sistema Interamericano de Derechos Humanos (Comisión y Corte), y sus instrumentos derivados, brindan los principales parámetros de interpretación y contenido de los derechos. Si bien la Convención Americana sobre Derechos Humanos y su Protocolo Adicional sobre Derechos Económicos, Sociales y Culturales, también conocido como Protocolo de San Salvador, no mencionan expresamente el derecho al agua, la jurisprudencia de la Corte Interamericana de Derechos Humanos (CorteIDH) lo ha desarrollado en su interrelación con otros derechos, como, por ejemplo, el derecho a las condiciones de vida digna.

Así, la jurisprudencia de la CorteIDH ha contemplado el acceso a agua para consumo humano y aseo personal como parte del deber de garantía de los Estados, por ejemplo, en torno a condiciones carcelarias que aseguren la dignidad humana e integridad de las personas privadas de la libertad. En este sentido, las sentencias que se mencionan a continuación tienen referencias a la manera en que personas privadas de la libertad han enfrentado falta de acceso a agua suficiente y salubre que les garantice una vida digna:

- Caso Pacheco Teruel y otro *vs*. Honduras (2012) (CorteIDH, 2012).
- Caso Vélez Loor *vs*. Panamá (2010) (CorteIDH, 2010b).
- Caso Yvon Neptune *vs*. Haití (2008) (CorteIDH, 2008).
- Caso López Alvarez *vs*. Honduras (2006) (CorteIDH, 2006a).

Por otro lado, la CorteIDH ha planteado un desarrollo jurisprudencial innovador sobre los pueblos indígenas y la interdependencia entre los derechos a un ambiente sano, a la alimentación adecuada, al agua y a la identidad cultural. La CorteIDH

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

contempla que el derecho a la propiedad colectiva está vinculado con la protección y el acceso a los recursos naturales, entre ellos, el agua, necesarios para la supervivencia y continuidad del estilo de vida de los pueblos indígenas.

Según la CorteIDH, como parte de su obligación de respeto, los Estados Parte deben abstenerse de: a) cualquier práctica o actividad que impida o restrinja el acceso, en condiciones de igualdad, a requisitos para una vida digna, como el agua y alimentos; y b) contaminar ilícitamente el medio ambiente, dentro de ello, los cuerpos de agua. Además, la Corte ha señalado que los Estados deben adoptar medidas positivas para la difusión de información sobre el uso y protección del agua y de las fuentes de alimentación adecuadas, así como, de ser el caso, garantizar un mínimo esencial de agua y alimentación. En este sentido, cabe revisar los siguientes pronunciamientos de la Corte:

- Caso comunidad indígenas miembros de la Asociación Lhaka Honhat (Nuestra Tierra) *vs*. Argentina (2020) (CorteIDH, 2020).

- Opinión consultiva OC-23/17 Medio Ambiente y Derechos Humanos, solicitada por la República de Colombia (2017) (CorteIDH, 2017a).

- Comunidad indígena Xákmok Kásek *vs*. Paraguay (2010) (CorteIDH, 2010a).

- Comunidad indígena Yakye Axa *vs*. Paraguay (2005) (CorteIDH, 2005).

- Comunidad indígena Sawhoyamaxa *vs*. Paraguay (2006) (CorteIDH, 2006b).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- Pueblo Saramaka *vs*. Surinam (2007) (CorteIDH, 2007).

En el caso Lhaka Honhat *vs*. Argentina, la Corte Interamericana de Derechos Humanos (CorteIDH, 2020) establece y enfatiza que el derecho al agua comprende el consumo, el saneamiento, la colada, la preparación de alimentos, la higiene personal y la higiene doméstica, así como agua suficiente y accesible para individuos y grupos (vulnerables), y los recursos de agua adicionales en razón de su salud, clima y condiciones de trabajo.

La situación jurídica del agua en el Ecuador

La evolución normativa constitucional del agua desde el retorno a la democracia se tiene en la Figura 3.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

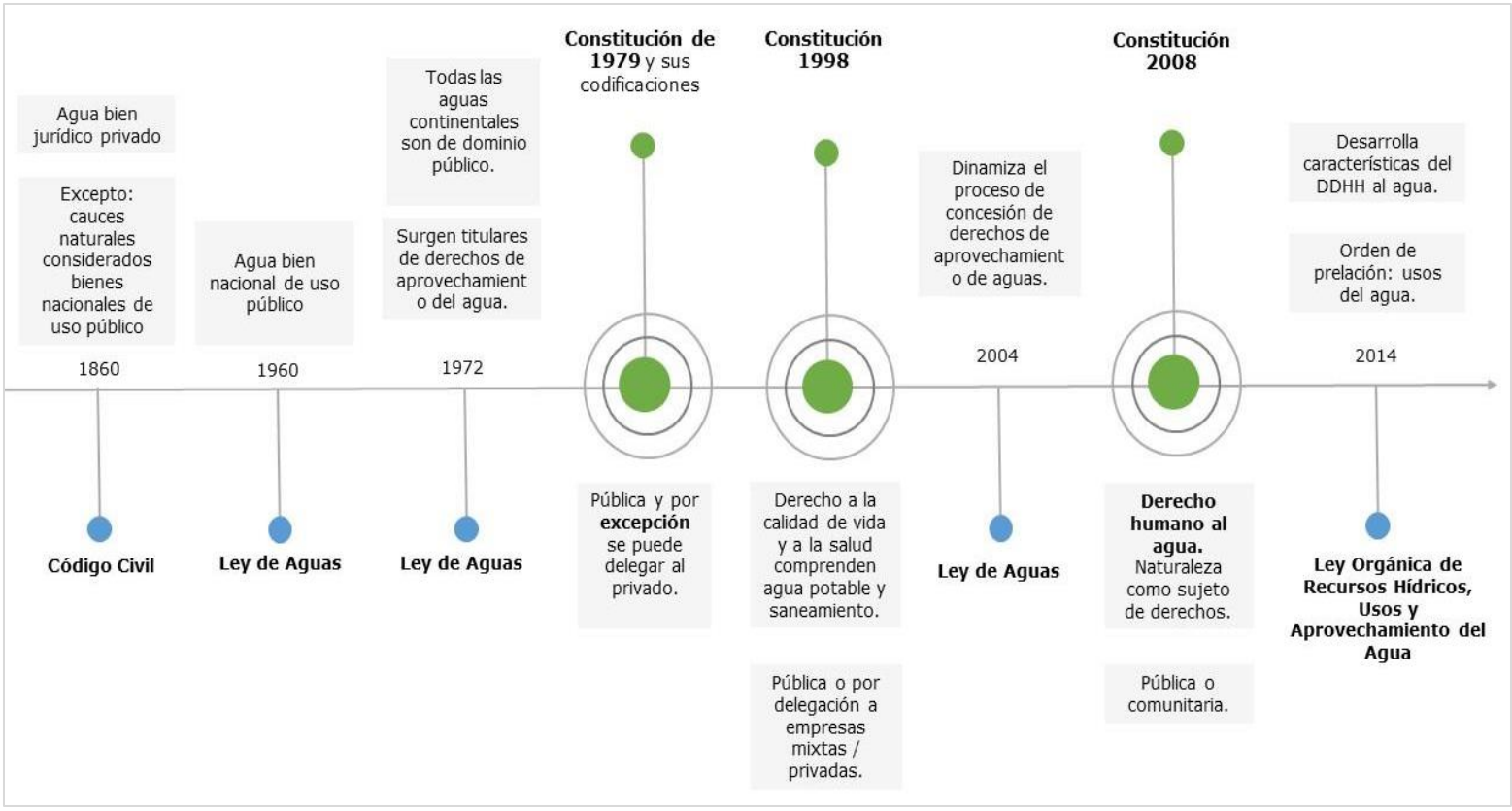


Figura 3. Línea de tiempo del derecho del agua en el Ecuador. Fuente: elaboración propia a partir de legislación histórica de la República del Ecuador.

Asamblea Constituyente 2007-2008

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Entre las innovaciones que incorporó la Constitución de 2008 (Constitución, 2008) se encuentran el *Sumak kawsay*, o buen vivir, como una alternativa al modelo del desarrollo bajo la cosmovisión andina; el reconocimiento de la naturaleza como sujeto de derechos (Bustamante, 2018; Acosta & Martínez, 2009), debate que dividió a la sociedad y a los juristas ecuatorianos, respectivamente (Ávila-Santamaría, 2019; Simon, 2017: 235); y la división de cinco funciones del Estado, incorporando a la clásica de Rousseau, la función electoral, y de transparencia y control social (Martínez-Moscoso, 2014).

No obstante, el reconocimiento del agua como derecho humano y fundamental (Martínez-Moscoso, 2019) fue otro de los ejes en los que se sustentan tanto el *Sumak kawsay* como los derechos de la naturaleza.

Con el propósito de rescatar el espíritu de los asambleístas constituyentes, esta investigación analizó el diario de debates de la Asamblea Nacional Constituyente del Ecuador (2007-2008). De un universo de 86 actas, que corresponden al diario de debates de la Asamblea Nacional, se verificó que en ocho (40, 58, 70, 73, 76, 78, 81 y 85), los asambleístas constituyentes debatieron los aspectos relativos al régimen de los recursos naturales y, de manera particular, en torno al agua.

En las actas 40 y 58 se discutieron los aspectos relativos a la noción de la naturaleza como sujeto de derechos como primer debate. Por su parte, a partir del acta 76, se procede con el segundo debate de esta propuesta (acta 81, pp. 245-251) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En el Acta 70, 2008, que corresponde al 27 de junio de 2008 (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008a), los asambleístas debatieron el informe de mayoría de la Mesa 5 respecto a los recursos naturales y el agua. La posición a lo largo de los discursos fue de búsqueda de reivindicaciones, cambio de la estructura en la asignación del agua para la agricultura, y otros usos para los pueblos y nacionalidades indígenas, a partir de teorías de la superación del neoliberalismo (Hoogesteger, 2016), así como la gestión por parte de los sistemas comunitarios que permitiera un manejo más plural del agua para aquellos pequeños propietarios de predios rústicos.

A criterio de la presidenta de la Mesa 5, Mónica Chuji, las propuestas que se discutían no eran descabelladas sino que respondían a lo que un sector plural de la población reclamaba: "(…) no es el derecho de unos pocos contra el de la mayoría, no es el desarrollo y el progreso contra la barbarie, no es la posición de unos cuantos ecologistas, de los indios o de izquierdistas (…)" (acta 81, p. 106) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b). Del mismo modo, Chuji criticó la manera a través de la cual se administraron los recursos hídricos; a su juicio, los regímenes de turno debían favores al sector agroindustrial: "(…) el monopolio agro exportador que no solamente produce explotación laboral, sino que produce acaparamiento del recurso agua, opera al amparo de una administración que otorga concesiones de aprovechamiento de dudosa legitimidad, privilegiando intereses agro exportadores que lastimosamente no beneficia, como debe ser, a la generalidad de ecuatorianos (…)" (acta 81, pp. 106-108) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A lo largo del debate, en cada una de las intervenciones de los asambleístas constituyentes se evidenció un sesgo ideológico que se adecuó a lo contrahegemónico (alusiones en contra del Estado neoliberal), reivindicativo con relación a los derechos de los pueblos y nacionalidades indígenas, así como la incorporación de discursos religiosos (referencias a la Biblia, a la creación, etc.); tal fue el caso del asambleísta Mario Jativa (acta 81, p. 115) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

En el discurso y en la práctica, el derecho humano al agua ha contado a nivel internacional con contra narrativas en relación con las políticas y gobernanza del recurso hídrico, incluidas aquellas asociadas con las agendas neoliberales (Harris, Rodina, & Morinville, 2015). Entre los aspectos sustantivos en cuanto al reconocimiento del agua como un derecho humano y fundamental, destaca la discusión sobre: a) si era necesario reconocer al agua como derecho en sí mismo; o b) si el derecho era el de los individuos para contar con acceso al agua. Si bien en las actas de los debates no se hace una referencia especial a las razones por las cuales el constituyente dotó de la categoría de derecho fundamental al agua, es importante destacar que es el único del texto constitucional que se caracteriza como fundamental (acta 81, p. 113) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

A criterio de los asambleístas (Manuel Mendoza, entre otros) de la bancada oficialista, la aprobación del derecho humano y fundamental del agua ayudaría a evitar "(…) que continúe la larga y triste noche neoliberal (…)" (acta 81, p. 114) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por su parte, el 10 de julio de 2008, la Asamblea Constituyente conoció en segundo debate (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b) el informe de mayoría presentado por la Mesa Constituyente 5. En el acta se puede constatar que el espíritu de la regulación hídrica en el Ecuador no sólo buscó reconocer al agua como derecho humano y fundamental, sino, además, comprometer la respectiva garantía del Estado en relación con la conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos, incluido el caudal ecológico. El constituyente se preocupó de normar la forma a través de la cual establecer los usos prioritarios del recurso, así como su cantidad y calidad.

El debate no se libró de insistir en las contradicciones entre sí: "el agua es derecho humano fundamental" o, por su parte, si "el acceso al agua asegura el derecho humano fundamental", optando por la primera alternativa, a sugerencia del asambleísta Mario Jativa (acta 81, p. 84) (Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente, 2008b).

Las principales preocupaciones de los asambleístas giraron en torno a la calidad del agua, la gobernanza de los recursos hídricos, y la contaminación del recurso a través de sustancias químicas. En ese sentido fue persistente la presentación de problemáticas en relación con la contaminación de acuíferos con pesticidas y fertilizantes (p. ej., Tumbaco, Guayaquil, Riobamba, Sucumbios).

El proyecto de la Constitución del Ecuador lo presentó la Asamblea Constituyente el 25 de julio de 2008; el texto se aprobó a través de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

referéndum constitucional el 28 de septiembre del mismo año, con una aprobación cercana al 63 % de los electores (Trujillo, 2013).

Constitución de 2008

A partir de la vigencia del texto constitucional, el 20 de octubre de 2008, los aspectos relativos al agua se dividieron en tres grandes apartados, que se analizarán a continuación: a) el que reconoce al agua como un derecho humano y fundamental y su relación con el *Sumak kawsay*; b) el relativo al agua como un sector estratégico y su régimen; y c) el agua como servicio público y su institucionalidad.

Primero. Uno de los aspectos más representativos del texto constitucional ecuatoriano es el reconocimiento del derecho humano al agua, al cual se le dota de una característica adicional: se trata de un derecho fundamental (art. 12).

Además, la Constitución define al agua como un patrimonio nacional estratégico, le otorga las características de uso público (con prohibición expresa de su privatización), y repite lo establecido en el Código Civil en relación con la inalienabilidad, imprescriptibilidad e inembargabilidad; no obstante, agrega que es esencial para la vida.

El artículo 3 de la Constitución define los deberes primordiales del Estado, entre los que se encuentra, en el primer numeral, el agua, el cual,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

al igual que otros DESCA, se tutelará a partir de lo reconocido en la propia carta constitucional y en los instrumentos internacionales.

De igual manera, el constituyente utiliza la misma fórmula de la Constitución (1998), al señalar que para asegurar la vida digna de las personas se reconoce, entre otros derechos, el derecho al agua potable y saneamiento ambiental (art. 66, numeral 1); concluye precisando que la garantía del derecho a la salud sólo será posible si el Estado reconoce otros derechos, entre los que figura, en primer lugar, el derecho al agua (art. 32).

Segundo. La norma constitucional de 2008 configuró un esquema de tipo hiperpresidencialista (Salazar-Marín, 2015), que podría justificarse debido a la falta de gobernabilidad que tuvo el Ejecutivo en décadas pasadas y que provocó inestabilidad frente a un Legislativo reforzado (Ortiz-Ortiz, 2018) o, en su defecto, a consecuencia del movimiento político proponente de la Asamblea Constituyente, que quiso cambiar el modelo de Estado con el propósito de desarrollar la autodenominada "Revolución Ciudadana" (Guerrero-Salgado, 2018).

Esta característica se reflejó en el control de los sectores estratégicos: "(…) aquellos que por su trascendencia y magnitud tienen decisiva influencia económica, social, política o ambiental, y deberán orientarse al pleno desarrollo de los derechos y al interés social" (Constitución, 2008, art. 313), entre los que se encuentra el agua.

De tal suerte, el Estado se reservó para sí: a) la administración; b) la regulación; c) el control; y, d) la gestión, de los sectores estratégicos, los cuales son ejercidos por el gobierno central, a través del Ejecutivo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ello se reflejó desde la estructura que diseñó el presidente de la república, a través de Ministerios Coordinadores (p. ej., de sectores estratégicos), ministerios, secretarías, agencias de regulación y control, entre otros organismos que no sólo generaron una carga burocrática, sino que, además, impregnaron una noción de control por parte del máximo representante del gobierno central en todo el territorio nacional.

En la misma línea, la Constitución (2008) generó mayor participación del Estado en la economía; muestra de ello fue la responsabilidad en la prestación de los servicios públicos, como el agua potable y el saneamiento, respectivamente (art. 314).

Tercero. Los elementos sustanciales de esta sección se configuran a través del agua como servicio público, el manejo integral de los recursos hídricos, y su correspondiente institucionalidad a cargo de un ente estatal responsable.

Una de las consignas ideológicas que se plasmó en el texto constitucional fue la prohibición de la privatización del agua en el Ecuador, para lo cual se estableció al líquido vital como patrimonio nacional estratégico (sectores estratégicos), de uso público, dominio inalienable (no puede estar en el comercio) e imprescriptible (no aplica la prescripción adquisitiva de dominio) (Hoogesteger, 2016).

Desde la perspectiva del modelo económico ecuatoriano, de una economía social y solidaria, se explica cómo el agua solamente puede ser gestionada de manera pública (a través de los distintos niveles de gobierno) y comunitaria (tradición que ha organizado a comunas, pueblos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y nacionalidades indígenas con el propósito de satisfacer sus necesidades) (Acosta & Martínez, 2010).

Especial referencia merece el tema relacionado con la gestión y el funcionamiento de las iniciativas comunitarias tanto para la gestión como para la prestación de servicios públicos, pues el constituyente puso en evidencia una práctica ancestral de los pueblos y nacionalidades indígenas en relación con el agua; muestra de ello es que uno de los últimos secretarios del agua del Ecuador fue un exdirigente indígena-kichwa de las juntas de agua del centro del país, Humberto Cholango (Agua, 2018).

Por último, el aspecto de la institucionalidad del agua fue regulado a través de una Autoridad Única del Agua (nació como SENAGUA, se convirtió en Secretaría Nacional del Agua, y a la fecha se fusionó con la Autoridad Ambiental Nacional, bajo el Ministerio del Ambiente y el Agua), encargada de la planificación, regulación, control y gestión de los recursos hídricos. A la Autoridad Única del Agua le corresponde garantizar que en la gestión de los recursos hídricos se respete una prelación: consumo humano, riego para la soberanía alimentaria, caudal ecológico y fines productivos (Constitución, 2008, art. 412; LORHUAA, 2014, art. 86).

La regulación legal del agua en el Ecuador

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La regulación sobre la gestión de las aguas distingue por lo menos dos modelos claramente marcados: a) aquel que permite que la administración sea llevada desde una perspectiva de propiedad privada (mercados de agua), y b) aquel en el cual el agua se considera como de dominio público y es gestionada por parte del Estado (Martínez-Moscoso, 2019).

Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua

Una de las disposiciones transitorias de la Constitución de 2008 estableció la auditoría de las delegaciones de servicio de agua potable y saneamiento realizadas por empresas privadas, y el desarrollo normativo del agua; en el aspecto regulatorio, el Constituyente le dio al Legislativo 360 días, después de aprobada la carta constitucional, para emitir una ley sobre la regulación de los recursos hídricos, usos y aprovechamiento del agua.

Pese a que se trató de una disposición constitucional, el Legislativo cumplió su cometido seis años después, con la expedición de la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua (LORHUAA), el 6 de agosto de 2014 (Registro Oficial, Segundo Suplemento núm. 305) (LORHUAA, 2014). Esta norma tuvo oposición, en especial del movimiento indígena, y fue la primera en el Ecuador en que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

algunos de sus artículos se sometieron a consulta prelegislativa (figura que tiene por objeto establecer un mecanismo de participación adicional a favor de las comunas, comunidades, pueblos y nacionalidades indígenas, afroecuatorianos y montubios, cuando el Legislativo proponga un proyecto de ley que pueda afectar los derechos colectivos de los grupos antes mencionados, art. 57, núm. 15) (Martínez-Moscoso & Aguilar-Feijó, 2015).

El objeto de la LORHUAA fue garantizar el derecho humano al agua; regular; controlar la autorización, gestión, preservación, conservación y restauración de los recursos hídricos, así como el uso y aprovechamiento del agua, con el propósito de garantizar el *Sumak kawsay*, en concordancia con los derechos de la naturaleza (art. 3). De hecho, la ley define al agua como patrimonio nacional estratégico de uso público, dominio inalienable, imprescriptible, inembargable y esencial para la vida.

Discusión

Categorías del derecho humano al agua en la legislación ecuatoriana

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Como se ha visto, el derecho humano al agua tiene una diversidad de fuentes: desde el *soft law*, el derecho internacional de los derechos humanos, a partir de instrumentos internacionales y de la jurisprudencia desarrollada por los organismos de supervisión de los tratados internacionales hasta su reconocimiento en el ámbito constitucional en el 2008, y su respectiva regulación en 2014.

Al respecto, McIntyre (2012) propone que dada la diversidad de las fuentes normativas del derecho humano al agua, se podrían generar incertidumbres, por lo que es conveniente acompañar su análisis bajo una perspectiva de apoyo por parte del derecho administrativo debido a su procedimiento y manejo de actores, así como requerimientos que permiten la garantía de este derecho.

En el ámbito internacional, el reconocimiento de los derechos humanos al agua y al saneamiento logró armonizar los conceptos de disponibilidad, accesibilidad, aceptabilidad, asequibilidad, calidad y sostenibilidad de los recursos por parte de algunos organismos internacionales, con lo cual algunas normas y declaraciones giran en torno a estas variables; todo ello, con el propósito de que el acceso al agua en la agenda 2030 permita alcanzar una verdadera alianza para luchar contra las inequidades a nivel mundial y la materialización de una gobernanza global en el manejo de los recursos hídricos (Meier, 2014).

A nivel nacional, la implementación (garantía) del derecho humano al agua y al saneamiento le corresponde al Estado, tal como lo han señalado la Asamblea General y el Consejo de Derechos Humanos de las

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Naciones Unidas. En este sentido, los Estados, por más que deleguen dicha responsabilidad a un tercero (concesionario, operador privado, etc.), mantienen para sí sus obligaciones internacionales.

Por tanto, la normativa interna debe adecuarse a los estándares internacionales para que se establezca una política clara en relación con financiamiento, apoyo para la implementación del derecho y transparencia en la rendición de cuentas (Meier, 2014).

Esta investigación tomó los cinco criterios establecidos en los informes de la Relatoría del Derecho Humano al Agua y Saneamiento (De-Albuquerque, 2014) respecto de las características del derecho humano al agua. Dado que la misma se encuentra en el contexto de la redacción de una metodología para medir el mencionado derecho, se creyó pertinente agregar el criterio de institucionalidad, entendido como la capacidad de resolución de problemas y conflictos, rendición de cuentas y transparencia, participación, no discriminación y gestión técnica (Tabla 2).

Tabla 2. La implementación del derecho humano al agua en la normativa del Ecuador.

Criterios a partir de la relatoría del derecho humano al agua (De-Albuquerque, 2014)	**Cuerpos normativos**			
	Constitución (artículos)	**Coda (artículos)**	**LORHUAA (artículos)**	**Reglamento de la LORHUAA (artículos)**

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Disponibilidad	264.4, 282, 314, 326.15, 411		14, 57, 59, 83.b, 84.b, 84.d	41.a,b; 119; 111
Aceptabilidad			57, 71, 72, 74, 84.b	82
Accesibilidad	314 375.6		57	53, 54.
Asequibilidad	314		57, 135, 136, 139, 140	116, 121, 122
Calidad y seguridad	276.4 314 411 413	191	14, 57, 62, 79, 80, 81, 83.b, 84.d	117
Institucionalidad	314, 315, 318		23, 36, 50, 51, 52	34, 35, 36

Fuente: elaboración propia a partir de normativa vigente.

*CODA: Código Orgánico del Ambiente (CODA, 2017); LORHUAA: Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua.

Disponibilidad

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Definida como la cantidad de agua suficiente, es importante tener presente que cada país debe fijar una cantidad mínima para la garantía del derecho (mínimo vital) estándar mínimo numérico que se guía en los parámetros internacionales de la OMS para entender que el nivel es aceptable para cubrir las necesidades básicas del individuo (Cahill, 2005).

En el caso del Ecuador, se definió en 200 litros/habitante/día por la Secretaría del Agua, a través de los acuerdos ministeriales núm. 2017-1522 (reformado por acuerdo núm. 2017-0010) y 2017-1523, respectivamente.

De acuerdo con De-Albuquerque (2014), la disponibilidad exige que las instalaciones de agua y saneamiento sean acordes con las necesidades de las personas tanto en la actualidad como en el futuro. El abastecimiento de agua debe ser suficiente y continuo para usos personales y domésticos, lo que normalmente comprende el consumo, el saneamiento, la preparación de alimentos, y la higiene personal y doméstica. Debe existir una cantidad suficiente de instalaciones de saneamiento para garantizar la satisfacción de todas las necesidades de las personas.

En el nivel normativo, la Constitución del 2008, en su artículo 264, bajo el principio de un Estado unitario con administración descentralizada, otorga la competencia de la provisión del servicio de agua potable a los gobiernos municipales. Pese a ello, le corresponde al Estado (art. 314), la provisión del servicio, con la respectiva garantía de ciertos principios que guían la prestación de todo servicio público, como son la obligatoriedad, generalidad, uniformidad, eficiencia, responsabilidad, universalidad, accesibilidad, regularidad, continuidad y calidad. En cuanto a la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

continuidad, cabe señalar que si bien es cierto que la Constitución reconoce el derecho a la huelga, existe prohibición expresa de paralización de los servicios públicos, entre ellos los de agua potable y alcantarillado (art. 326, #15).

La disponibilidad no es posible sino a través de la sostenibilidad de los ecosistemas, y de manera especial de las fuentes y zonas de recarga de agua; por ello, la Constitución señala que el Estado tendrá dicha responsabilidad, y el uso prioritario será tanto para mantener los ecosistemas como para el consumo humano (art. 411).

La LORHUAA (2014) se refiere a la disponibilidad en relación con los cambios de uso de suelo, y el rol que tiene el Estado de regular todas aquellas actividades que puedan afectar la cantidad y calidad del agua. Además, el legislador contempló la disponibilidad en el artículo 57 del mencionado cuerpo legal, pues al definir el derecho humano al agua señala que éste se basa, entre otros, en la disposición de agua limpia, suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible, para el uso personal y doméstico, en cantidad, calidad, continuidad y cobertura.

El Reglamento de la LORHUAA (2015) se refiere a la disponibilidad del recurso en la planificación hídrica, la cual tiene por propósito satisfacer la demanda de agua y, por ende, incrementar su disponibilidad, con la debida protección de la calidad, eficacia de su empleo y racionalidad de su uso. Según el Reglamento, con el propósito de evitar el acaparamiento de agua, en cada Demarcación Hidrográfica, la Autoridad Única del Agua podrá redistribuir y reasignar el agua, para lo cual se tendrá en cuenta la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

disponibilidad en la zona. El equilibrio deberá propender a garantizar el derecho humano al agua y el riego para la soberanía alimentaria.

Aceptabilidad

Las instalaciones de agua deben ser aceptables. No se utilizarán si no cumplen con los estándares sociales o culturales de las personas a las que están destinadas. El agua debe tener un olor, sabor y color aceptables para todos los usos personales y domésticos. Las instalaciones de agua deben ser en sí mismas aceptables para el uso al que estén destinadas, especialmente cuando se trate de higiene personal (De-Albuquerque, 2014).

A nivel internacional (México) se ha demostrado cómo la desigualdad persiste en las grandes urbes, pues las variables de aceptabilidad y calidad son tomadas en cuenta en estadísticas de cobertura amplia. Sin embargo, a muchos usuarios no se les cumplen los estándares derivados de calidad y aceptabilidad, y reciben líquido aparentemente seguro, pero con una calidad química no apta para el consumo humano (metales pesados o elementos químicos bioacumulables, como flúor o arsénico). Existen otros factores que influyen de manera directa en la problemática, como la salinización de los

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

suelos y aguas subterráneas derivadas de la actividad agrícola (Jacobo-Marín, 2013).

De la definición del derecho humano al agua, el legislador ecuatoriano consideró en la LORHUAA que el agua tiene que ser aceptable (art. 57), como parámetro para la garantía del derecho; mientras que el artículo 71 consideró la relación que debe existir entre el agua y los derechos colectivos, con especial atención en la cosmovisión y usos que puedan hacer del recurso las comunas, comunidades, pueblos y nacionalidades indígenas, pueblo afroecuatoriano y montubio. Estos colectivos, según dispone el artículo 72, tienen el derecho a participar conjuntamente con el Estado para articular políticas y programas para la conservación, protección y preservación del agua que fluye por sus tierras y territorios.

Un elemento especial en este sentido se refiere a la garantía de las formas tradicionales de gestión y manejo del ciclo hidrológico, situación que se enmarca en sus propias formas, usos y costumbres para el reparto interno y distribución de caudales autorizados sobre el agua, situación que es deseable, pero que aún espera su implementación, ya que es uno de los elementos trascendentales para una buena gobernanza de los recursos naturales (art. 74).

Adicional a ello, bajo el principio de prevención ambiental (cuando exista la certidumbre o certeza científica sobre el impacto o daño ambiental), el Estado, a través de sus distintos niveles de gobierno, y bajo la corresponsabilidad con la ciudadanía, debe reducir y revertir la contaminación del agua (art. 84).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Accesibilidad

Este componente comprende cuatro dimensiones: física; económica (asequibilidad, que se trata de manera independiente en el siguiente epígrafe); no discriminación, y acceso a la información. Se los considera como principios y no forman parte del contenido legal del derecho humano al agua y al saneamiento de manera autónoma.

La accesibilidad física pone su énfasis tanto en la seguridad —como el acceso de agua a personas que se encuentran en zonas de conflicto (militar u ocupación)— como en la posibilidad de que se les brinde facilidades y que el servicio esté disponible para todos (Cahill, 2005).

La infraestructura de los servicios debe estar ubicada y construida de manera tal que resulte genuinamente accesible para las personas con atención prioritaria en cuanto a: a) diseño de instalaciones; b) tiempo y distancia; c) seguridad física (De-Albuquerque, 2014).

Según lo determina la norma constitucional (art. 314), en la provisión de los servicios públicos —entre ellos agua potable y de riego, así como saneamiento—, el Estado debe garantizar que se cumpla con el principio de accesibilidad. De igual manera, con relación a la accesibilidad física del servicio, el Estado debe garantizar el derecho al hábitat y vida

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

digna, en la cual la dotación del servicio de agua potable debe ser ininterrumpida; se pone atención adicional en los casos de infraestructura de educación y sanitaria (art. 375).

Asequibilidad

Se refiere a la posibilidad de pagar el costo de los servicios de agua y saneamiento y la higiene vinculada. El precio no debe limitar de modo alguno la capacidad de las personas para adquirir otros bienes y servicios básicos, como alimentos, vivienda, salud y educación, garantizados a través de otros derechos humanos (De-Albuquerque, 2014).

La condición de dignidad viene aparejada en la realización de otros derechos humanos, en la cual el agua es determinante, pues se asocia con otros derechos: a la vida, a la salud, al medio ambiente sano, a la alimentación, a la vivienda, a la propiedad y al desarrollo (Ibáñez & Lazo, 2018).

Los aspectos normativos (marco legal) también influyen de forma determinante en términos de expectativas asociadas sobre qué se considera aceptable en términos de acceso al agua para todos, especialmente enfocado en la posibilidad de pago, buscando una interconexión entre aquellos que tienen posibilidad de asumir los costos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y aquellos que pueden tener dificultades para pagar la conexión al servicio o las facturas mensuales derivadas de la utilización, y su respectiva recuperación de costos (Harris *et al*., 2015).

En la mayor parte de los casos, la implementación del derecho por parte del Estado corre riesgos frente a la débil capacidad institucional que tienen los gobiernos subnacionales, los cuales, bajo la premisa de descentralización, generan conflictos entre prestadores de servicio y consumidores, al no contar con políticas claras para conciliar la capacidad de pago con la sostenibilidad del sistema. Los gobiernos nacionales otorgan un subsidio inicial del agua (construcción y ampliación de las infraestructuras), pero los gobiernos locales deben asumir la responsabilidad sobre las operaciones (Meier, 2014).

A nivel constitucional, la asequibilidad se refleja en su artículo 314, en el cual uno de los condicionamientos para que el Estado garantice los servicios públicos, entre ellos agua potable y saneamiento, se refiere a las tarifas que deben cobrarse por los mismos, las cuales deben ser equitativas; para ello se establece control y regulación (a través de la Autoridad Única del Agua, así como por parte de la Agencia de Regulación y Control del Agua).

Por su parte, la LORHUAA (2014), además de contemplar la asequibilidad en la definición del derecho humano al agua (art. 57), fijó los criterios generales de las tarifas de agua (art. 135), y distinguió entre tarifas por autorización de uso y aprovechamiento del agua, que son definidas por la Autoridad Única del Agua, y las tarifas por prestación de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

servicios de agua potable, saneamiento, riego y drenaje, determinadas por los prestadores públicos y comunitarios, respectivamente.

Por último, el Reglamento a la LORHUAA (2015) considera que para la fijación de tarifas y para propender a un uso eficiente del agua se deben aplicar mecanismos de desincentivo de consumos excesivos, desperdicios y pérdidas operativas (art. 116).

Calidad y seguridad

Los parámetros de seguridad y limpieza del agua deben asegurar un igual acceso desde la perspectiva física y económica. No sólo se requiere que exista suficiente agua (disponibilidad) para garantizar el acceso al derecho, sino que además debe ser segura; es decir, no estar contaminada (estar libre de microorganismos, sustancias químicas o riesgos radiológicos) (Cahill, 2005).

En este sentido, la prioridad de la provisión de agua potable segura encuentra su justificación desde la perspectiva de la salud pública, sobre la base de que representa una necesidad para todos, en especial para el desarrollo de la niñez. Por ello, una pobre calidad de agua potable y saneamiento trae como consecuencia problemas como diarrea, cólera, disentería y otra variedad de enfermedades asociadas que incrementan

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los índices de mortalidad y morbilidad en los países en vías de desarrollo (Hall, Von Koppen, & Van Houweling, 2014).

Se debe garantizar la calidad y seguridad de los servicios para proteger la salud de los usuarios y del público en general. El agua debe ser segura para consumo humano (para beber y preparar alimentos), y para la higiene personal y doméstica. Las instalaciones de saneamiento deben ser seguras para usar y prevenir de manera efectiva el contacto humano, de animales e insectos con la excreta humana.

En el caso ecuatoriano, la intención del legislador con la creación de la Agencia de Regulación y Control del Agua, la ARCA (art. 21, LORHUAA), fue la de contar con un organismo técnico administrativo que ejerza la regulación y control de la gestión integral de los recursos hídricos, pero, sobre todo, que se encargue del control de la cantidad y calidad del agua, situación que estuvo delegada a los gobiernos locales, con bajos grados de eficiencia (Rojas-Ortuste, 2014).

Sin embargo, el ARCA no fue creado como un ente independiente; su gestión está vinculada de manera directa con la Autoridad del Agua, pero tiene limitados recursos y capacidad instalada, por lo que el ARCA se ha limitado a solicitar información a los prestadores de servicio (gobiernos municipales o sus empresas públicas), sin que exista un proceso continuo para contrastar la información remitida por los prestadores (ver: Registro Público del Agua), pues pesa más la coyuntura político clientelar (respecto de la relación de la autoridad del agua y los gobiernos locales), sin que hasta la fecha se puedan constatar efectos reales de esta institucionalidad del agua.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A nivel constitucional, la calidad del agua, en conjunto con el aire y el suelo, son parte del régimen de desarrollo (art. 276), el cual busca garantizar la realización del buen vivir o *Sumak kawsay*, y se encuentra instrumentalizado en el Plan Nacional de Desarrollo (instrumento cuatrianual, de construcción conjunta entre los distintos niveles de gobierno y la sociedad); mientras que el Estado es el responsable de servicios de calidad (agua potable, riego y saneamiento, art. 314). En relación con la garantía, conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos, cuencas hidrográficas y caudales ecológicos, estos colaboran con los procesos de recarga de agua y, en consecuencia, con la calidad y cantidad del recurso, actividades supervisadas por la Autoridad Única del Agua.

El Código Orgánico del Ambiente (CODA, 2017) se refiere a uno de los aspectos más relevantes respecto a la calidad y contaminación de los recursos hídricos: el tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales, que es una competencia de los gobiernos municipales, los cuales no sólo deben contar con la infraestructura respectiva, sino que la norma incluye un concepto de economía circular, pues fomenta el tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización (art. 196).

Desde lo particular, la LORHUAA (2014) pone énfasis en la calidad y cantidad del agua en relación con el cambio de uso del suelo (art. 14), y lo incluye como una variable del concepto del derecho humano al agua (art. 57).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Institucionalidad

Esta variable fue desarrollada por los autores (Aguilar *et al*., 2020) para la definición de la metodología, a fin de medir el derecho humano al agua, la cual se compone de los subindicadores de resolución de problemas y/o conflictos, rendición de cuentas y transparencia, participación, no discriminación y gestión.

Respecto al primero de los mencionados subindicadores, debe precisarse que el Ecuador reconoce a favor de sus habitantes el derecho a una cultura de paz, dentro de la cual caben los medios alternativos de solución de conflictos (arbitraje, mediación y otros procedimientos alternativos para la solución de conflictos) (art. 3) (Constitución, 2008).

Por su parte, la LORHUAA (2014) destinó un apartado especial para la resolución de conflictos y controversias que puedan presentarse entre los titulares de autorizaciones (usuarios y consumidores) (arts. 133-134). De esta manera, la resolución de conflictos puede hacerse a través del arbitraje y la mediación o, en su defecto, en sede administrativa (Autoridad Única del Agua). Por ello, toda resolución que se obtenga a través de los métodos alternativos para la solución de conflictos debe ser inscrita en el registro público del agua. El epígrafe final del artículo 134 sugiere que se deben utilizar tanto la vía administrativa como la solución pacífica de controversia, y si el conflicto persiste se puede someter el conflicto a vía jurisdiccional.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A lo largo de la LORHUAA se sugiere que entidades como el Consejo Intercultural y Plurinacional del Agua (art. 20) contribuyan con la resolución de controversias y conflictos que puedan suscitarse entre sus usuarios, al ser una de sus atribuciones.

El segundo elemento corresponde al principio de *accountability*, entendido como el "(…) conjunto de modalidades, control, contrapesos y supervisión de los gobernantes, funcionarios y agentes privados que manejan recursos públicos, ejercido por parte de actores sociales, agentes estatales (…) con el fin de mejorar el desempeño y los resultados de los gobiernos y garantizar a todos los ciudadanos el acceso a los derechos (…)" (Hernández-Quiñones & Florez-Herrera, 2014: 4).

Por su parte, la LORHUAA (2014) establece responsabilidades tanto para las Juntas Administradoras de Agua Potable (art. 41) como para las de Riego (art. 49), según las cuales éstas deben remitir a la Autoridad Única del Agua de su respectiva demarcación un informe anual relativo a la gestión (presupuesto anual y ejecución, infraestructuras construidas, financiamientos, régimen tarifario y estados financieros). Además, la Agencia de Regulación y Control del Agua puede solicitar información para verificar el cumplimiento de la organización.

Uno de los mayores problemas que se presenta en torno al efectivo cumplimiento del derecho humano al agua en favor de los ciudadanos se da en los Estatutos de las Juntas Administradoras de Agua Potable y Riego, pues se aprueban con apartados que permiten la imposición de multas, e incluso la suspensión del servicio, por razones disciplinarias, administrativas o por falta de pago. En este contexto, resulta interesante

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la labor que realiza la Corte Constitucional del Ecuador en su calidad de máximo órgano de control, interpretación y de administración de justicia en materia constitucional en el ámbito de su competencia de expedir sentencias que constituyan jurisprudencia vinculante; por ejemplo, decidió seleccionar el caso 41-19-JP del 21 de octubre de 2019 con la acumulación del proceso 1438-11-JP del año 2011 (Corte Constitucional del Ecuador, 2019); justificó la relevancia de la selección de este caso en el hecho de que la suspensión del servicio de agua potable a un ciudadano por razones administrativas puede afectar al contenido del derecho humano al agua y consideró que es la oportunidad para desarrollar el contenido del referido derecho. La sentencia de la Corte está pendiente.

Al tratarse de un país plurinacional e intercultural, el Ecuador reconoce y garantiza los derechos colectivos de sus comunas, comunidades, pueblos y nacionalidades indígenas (art. 57), entre los que se encuentran la participación en el uso, usufructo, administración y conservación de los recursos naturales renovables (agua), la participación de estos colectivos en programas para asegurar la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad (art. 72, LORHUAA), así como el derecho a ser consultados antes de la adopción de una medida legislativa que pueda afectar sus derechos colectivos (p. ej., lo que sucedió con la LORHUAA y el CODA).

Por su lado, la LORHUUA dedica un capítulo específico (IV), en su Título III, a regular los derechos de los usuarios, consumidores y de participación ciudadana (arts. 68-70). Se diferencian por lo menos tres aspectos: primero, la consulta (previa, libre, informada, obligatoria y dentro de un plazo razonable) a los usuarios por parte de la Autoridad

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Única del Agua, en caso de que se tengan que tomar decisiones que afecten la gestión integrada de los recursos hídricos; segundo, el fortalecimiento de las organizaciones de consumidores y usuarios a través de capacitación; y por último, el mecanismo de veedurías sociales (al amparo de lo que establece la Ley Orgánica de Participación Ciudadana y Control Social, art. 84) (Ley Orgánica de Participación Ciudadana y Control Social, 2010).

Otra de las variables analizadas en este parámetro es la de no discriminación, la cual es reconocida por el Estado a través de su Constitución como el derecho que tienen los habitantes a gozar de igualdad formal, igualdad material y no discriminación (art. 66, #4), pues nadie podrá ser discriminado por razones de "(…) etnia, lugar de nacimiento, edad, sexo, identidad de género, identidad cultural, estado civil, idioma, religión, ideología, filiación política, pasado judicial, condición socio-económica, condición migratoria, orientación sexual, estado de salud, portar VIH, discapacidad, diferencia física; ni por cualquier otra distinción, personal o colectiva, temporal o permanente, que tenga por objeto o resultado menoscabar o anular el reconocimiento, goce o ejercicio de los derechos (…)" (art. 11). Además, el Estado tiene la obligación de generar las condiciones para la protección integral de sus habilitantes para asegurar sus derechos bajo la premisa de igualdad en la diversidad y la no discriminación (art. 341).

El derecho humano al agua y al saneamiento tiene como paraguas los principios generales de igualdad y no discriminación. La primera se entiende como la obligación que tienen los Estados de garantizar que todas las personas puedan gozar en forma igualitaria de sus derechos.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mientras que la segunda hace referencia a la prohibición de cualquier distinción, exclusión o restricción que tenga el propósito o el efecto de obstaculizar o dejar sin efecto el reconocimiento, goce o ejercicio, en igualdad de condiciones, de todos los derechos humanos y libertades.

La LORHUAA (arts. 61 y 62) señala que el ejercicio del derecho humano al agua se ejercerá en condiciones de igualdad, sin discriminación, otorgando un rol fundamental a la mujer en las actividades de participación comunitaria debido a su importante papel histórico y de liderazgo en estos procesos.

El último elemento propuesto para la institucionalidad es la gestión técnica bajo el concepto de una administración basada en el cumplimiento de parámetros de calidad y no en criterios político-clientelares.

La propia norma constitucional reconoce en la provisión de agua potable y saneamiento (art. 314 y 315) que debe responder a principios relacionados con los servicios públicos, y al control y regulación (art. 318).

En este contexto, la LORHUAA creó la Agencia de Regulación y Control. Entre sus competencias se encuentra la de dictar, establecer y controlar el cumplimiento de las normas técnicas sectoriales (art. 23); y la ley establece la obligación de utilizar parámetros técnicos y de calidad para el cumplimiento de la gestión integrada de los recursos hídricos (art. 36). Para ello, según esta ley, el Estado, a través de los distintos niveles de gobierno, buscará fortalecer y apoyar en la mejora de la prestación del servicio (art. 50) en los ámbitos técnicos, administrativos, ambientales y económicos. En caso de incumplimiento de los parámetros técnicos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

establecidos por el ARCA (art. 51), las juntas de agua pueden ser intervenidas.

Conclusiones

Luego de desarrollar las respuestas a las preguntas de investigación planteadas, en este trabajo se puede concluir que las circunstancias que influyeron para el reconocimiento del acceso al agua para uso personal y doméstico como un derecho humano en el Ecuador fueron:

a) La evolución histórica en la concepción y reconocimiento de los DESCA, entre los que destacan el derecho a la salud y a un medio ambiente sano, que crearon las condiciones propicias para que el agua y el saneamiento sean considerados como derecho humano.

b) Las tendencias contrahegemónicas articuladas a partir de diversos colectivos de activismo y movimientos políticos de izquierda, que influenciaron, tanto jurídica como políticamente, las decisiones de la Asamblea Nacional Constituyente.

c) Los instrumentos internacionales, pues si bien la Organización de las Naciones Unidas reconoce al agua y al saneamiento como derechos humanos dos años después que el Ecuador, a través del *hard* y *soft law*,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

han sido los diversos organismos internacionales y altos tribunales en materia de derechos humanos los que han generado variables e indicadores para garantizar estos derechos.

Por otro lado, en lo que respecta a la implementación nacional, la investigación no evidencia un problema asociado con falta de regulación. Al contrario, el legislador ecuatoriano ha puesto especial énfasis en el desarrollo normativo de los derechos al agua y al saneamiento, a través de una norma especializada y con carácter de orgánica (LORHUAA, 2014).

Del mismo modo, de acuerdo con la cobertura del servicio se constata que existe una mejoría en el acceso a agua segura (del 66 al 75 %) debido al compromiso internacional que ha tenido el Estado ecuatoriano, primero con los ODM, y después con los ODS, lo cual ha influido a nivel de infraestructura, así como en el fortalecimiento de la normativa y de las políticas públicas. Sin embargo, en el nivel de acceso, persisten las desigualdades, sobre todo en las áreas periurbanas y rurales del Ecuador.

No obstante, el problema es que si bien existen postulados en la norma, no se cuenta con la capacidad técnica instalada para su cumplimiento, y también es evidente la falta de institucionalidad de las entidades asociadas con la gestión del agua, situación que fue corroborada, por ejemplo, a partir de la fijación del mínimo vital de agua.

La débil institucionalidad ha sido exacerbada con la fusión de la Autoridad Ambiental y la Autoridad del Agua, la cual, si bien se encuentra dentro de las potestades de organización del Ejecutivo, genera un nuevo escenario a futuro:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

a) Se debe realizar un proceso de reformas y ajustes normativos, tanto a nivel del CODA como de la LORHUUA, y sus respectivos reglamentos.

b) Desde la gestión integral e integrada de los recursos hídricos se evidencia un retroceso debido a que se opta por una administración zonal (burocrática dependiente de las provincias) y se deja la visión técnica a través de cuencas.

c) La fusión implica menores recursos, tanto humanos como materiales, situación que generará mayores tiempos de espera en la atención a los ciudadanos en los trámites de calidad ambiental, autorización y control del agua, entre otros.

Frente a esta realidad, la propuesta interdisciplinar que plantea el proyecto de investigación busca construir una metodología para medir el derecho al agua, la cual se concentra en cuatro etapas: definición de dimensiones y subdimensiones (se miden resultados: disponibilidad, accesibilidad, aceptabilidad y asequibilidad; y se mide procesos: calidad e institucionalidad); construcción de indicadores (seis dimensiones, 16 subdimensiones, y aproximadamente 26 indicadores); encuesta, glosario y guía del encuestador; y elaboración del muestreo.

Una evaluación integral del contenido del derecho humano al agua no se limita sólo a medir la cobertura, como se hace hasta la fecha. Por ello, desde lo cualitativo, el presente trabajo genera una línea base sobre la evolución y el estado regulatorio del derecho humano al agua y al saneamiento, que viene a suplir un vacío doctrinario, y que puede

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 27-86. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-02

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

convertirse en un instrumento e insumo para los operadores de justicia, gestores públicos y comunitarios del agua, y juristas.

Agradecimientos

El estudio se enmarca en el proyecto "Propuesta metodológica para medir el Derecho Humano al Agua. Aplicación piloto en el cantón Cuenca", financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad de Cuenca (DIUC), Ecuador.

Referencias

Acosta, A., & Martínez, E. (2009). *Derechos de la naturaleza. El futuro es ahora.* Quito, Ecuador: Editorial Abya-Yala.

Acosta, A., & Martínez, E. (2010). *Agua, un derecho humano fundamental.* Quito, Ecuador: Ediciones Abya-Yala.

Agua, S. D. (6 de julio, 2018). *Página web institucional de la Secretaría del Agua del Ecuador.* Recuperado de https://www.agua.gob.ec/secretario-del-agua-humberto-cholango-acompana-al-presidente-lenin-moreno-durante-evento-en-latacunga/

Aguilar, V., Sarmiento, J., Roldán, D., Martínez, A., & Cabrera, F. (febrero, 2020). *Matriz de dimensiones: propuesta metodológica para medir el derecho humano al agua. Aplicación piloto en el cantón Cuenca. Working paper*. Cuenca, Ecuador: Universidad de Cuenca.

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ávila-Santamaría, R. (2019). Los derechos humanos y los derechos de la naturaleza en el neoconstitucionalismo andino. Hacia un necesario y urgente cambio de paradigma. En: Estupiñán-Achury, L., Storini, C., Martínez-Dalmau, R., & De-Carvalho-Dantas, F. A. (eds.). *La naturaleza como sujeto de derechos en el constitucionalismo democrático* (pp. 109-134). Bogotá, Colombia: Universidad Libre.

Baer, M., & Gerlak, A. (2015). Implementing the human right to water and sanitation: A study of global and local discourses. *Third World Quarterly*, 1527-1545. DOI: https://doi.org/10.1080/01436597.2015.1043993

Baquero-Flores, A., Jiménez-Fdez.-de-Palencia, A., & Pérez-Foguet, A. (2016). Measuring disparities in access to water based on the normative content of the human right. *Social Indicators Research*, 127, 741-759.

Bustamante, F. (2018). *Justicia constitucional aplicada a la defensa y protección de los derechos ambientales y de la naturaleza.* Quito, Ecuador: Coordinadora Ecuatoriana de organizaciones para la Defensa de la Naturaleza y el Medio Ambiente (CEDENMA).

Cahill, A. (2005). "The human right to water - A right of unique status": The legal status and normative content of the right to water. *The International Journal of Human Rights*, 389-410. DOI: https://doi.org/10.1080/13642980500170840

Código Civil. (1930). *Código Civil del Ecuador. Registro Oficial Suplemento 352, 20 de junio de 1930*. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CODA, Código Orgánico del Ambiente. (2017). *Registro Oficial Suplemento 983 de 12-abr.-2017*. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

Constitución. (2008). *Constitución de la República del Ecuador. Registro Oficial 449, del 20 de octubre de 2008*. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

Constitución. (1998). *Constitución Política de la República del Ecuador.* Riobamba: Decreto Legislativo No. 000. RO/ 1 de 11 de agosto de 1998. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

Constitución Política. (1979). *Constitución Política del año 1979, Registro Oficial 800, 27 de marzo de 1979.* Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

Corte Constitucional del Ecuador. (2019). *Caso No. 11-18-CN (matrimonio igualitario), sentencia del 12 de junio de 2019*. Quito, Ecuador: Corte Constitucional del Ecuador.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2020). *Caso comunidad indígenas miembros de la Asociación Lhaka Honhat (Nuestra Tierra)* vs*. Argentina. Sentencia del 6 de febrero de 2020*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2017a). *Opinión consultiva OC-23/17 Medio Ambiente y Derechos Humanos, solicitada por la República de Colombia, 15 de noviembre de 2017*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2017b). *Opinión consultiva OC-17/24 Identidad de género, e igualdad y no discriminación a parejas del mismo sexo, 24 de noviembre de 2017*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2012). *Caso Pacheco Teruel y otro* vs*. Honduras. Sentencia del 27 de abril de 2012*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2010a). *Comunidad indígena Xákmok Kásek* vs*. Paraguay. Sentencia del 24 de agosto de 2010*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2010b). *Caso Vélez Loor* vs*. Panamá. Sentencia del 23 de noviembre de 2010*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2008). *Caso Yvon Neptune* vs*. Haití. Sentencia del 6 mayo de 2008*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2007). *Pueblo Saramaka* vs*. Surinam. Sentencia del 28 de noviembre de 2007*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2006a). *Caso López Alvarez* vs*. Honduras. Sentencia del 1 de febrero de 2006*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2006b). *Comunidad indígena Sawhoyamaxa* vs*. Paraguay. Sentencia del 29 de marzo de 2006*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

CorteIDH, Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2005). *Comunidad indígena Yakye Axa* vs*. Paraguay. Sentencia del 17 de junio de 2005*. San José, Costa Rica: Corte Interamericana de Derechos Humanos.

De-Albuquerque, C. (2014). *Realizing the human rights to water and sanitation: A Handbook by the UN Special Rapporteur Catarina de Albuquerque*. Portugal, Lisboa: Human Rights to Water and Sanitation – UN Special Rapporteur.

Guerrero-Salgado, E. (2018). Narrativas de la legalidad en el hiperpresidencialismo constitucionalizado ecuatoriano. *Eunomía: Revista en Cultura de la Legalidad*, 14, 175-190. DOI: https://doi.org/10.20318/eunomia.2018.4162

Hall, R. P., Von Koppen, B., & Van Houweling, E. (2014). The human right to water: The importance of domestic and productive water rights. *Science and Engineering Ethics*, 20, 849-868. DOI 10.1007/s11948-013-9499-3

Harris, L. M., Rodina, L., & Morinville, C. (2015). Revisiting the human right to water from an environmental justice lens. *Politics, Groups and Identities*, 3(4), 660-665. DOI: DOI: 10.1080/21565503.2015.1080619

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hernández-Quiñones, A., & Florez-Herrera, J. (2014). *Accountability social y democracia: el caso de la red latinoamericana por ciudades justas, democráticas y sustentables.* Bogotá. Colombia: Universidad de los Andes y Centro Interdisciplinario de Estudios sobre Desarrollo.

Hoogesteger, J. D. (2016). Los nuevos sujetos del agua: neoliberalismo y desarrollo de organizaciones de usuarios del agua en Ecuador (1990-2007). En: Duarte-Abadía, B., Yacoub, C., & Hoogesteger, J. D. *Gobernanza del agua. Una mirada desde la ecología política y la justicia hídrica* (pp. 275-296). Quito, Ecuador: Editorial Abya Yala.

Ibáñez, O., & Lazo, J. (2018). El derecho humano al agua para excluidos en los municipios de Juárez y Guachochi, Chihuahua. *Tecnología y ciencias del Agua*, 9(4). DOI: 10.24850/j-tyca-2018-04-04 Recuperado de http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1891/1492

INEC, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2019). *Medición de los indicadores de agua, saneamiento e higiene (ASH), en Ecuador.* Recuperado de https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/EMPLEO/2019/Indicadores%20ODS%20Agua%2C%20Saneamiento%20e%20Higiene-2019/3.%20Principales%20resultados%20indicadores%20ASH%202019.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

JMP, Joint Monitoring Programme. (7 de mayo, 2019a). *Drinking water: Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene*. Recuperado de https://washdata.org/monitoring/drinking-water

JMP, Joint Monitoring Programme. (2019b). *Estimates on the use of water, sanitation and hygiene in Ecuador.* Recuperado de https://washdata.org/data/household#!/dashboard/new

Justo, J. (2013). *El derecho humano al agua y saneamiento frente a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)*. Santiago, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de https://www.ohchr.org/documents/issues/water/contributionssustainability/eclac7.pdf

Jacobo-Marín, D. (2013). *Agua para San Luis Potosí: una mirada desde el derecho humano al agua en dos sectores del ámbito urbano*. San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis. Recuperado de https://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1013/489

Ley Orgánica de Participación Ciudadana y Control Social. (2010). *Registro Oficial Suplemento 175 de 20-abr-2010*. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

LORHUAA, Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua. (2014). *Registro Oficial Suplemento 305 de 06-ago.-2014*. Quito, Ecuador: Registro Oficial del Ecuador.

Martínez-Moscoso, A. (2019). La regulación del abastecimiento de agua en Ecuador. Evolución histórica y realidad actual. *Sostenibilidad*

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Económica, Social y Ambiental, 1, 31-54. DOI: https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad2019.1.03

Martínez-Moscoso, A. (2014). A new concept of the separation of powers. The fifth power: Transparency and Citizen Participation. *Panel Ethics, Transparency and Integrity: Good Government and Democracy. ECPR Graduate Student Conference.* Recuperado de https://ecpr.eu/Filestore/PaperProposal/551deb1d-22b3-47b2-8e8a-4facc3066708.pdf

Martínez-Moscoso, A., & Aguilar-Feijó, V. (2015). La consulta prelegislativa y la participación de los titulares de derechos colectivos: ¿mito o realidad? Análisis del caso de la Ley de Aguas. *Obets*, 10(2), 335-368. DOI: http://dx.doi.org/10.14198/OBETS2015.10.2.03

McIntyre, O. (2012). The human right to water as a creature of global administrative law. *Water International*, 37(6), 654-669. DOI: https://doi.org/10.1080/02508060.2012.710948

Meier, B. K. (2014). Translating the human right to water and sanitation into public policy reform. *Science and Engineering Ethics*, 20, 833-848. DOI: https://doi.org/10.1007/s11948-013-9504-x

OEA, Organización de los Estados Americanos. (2019). *Implementación del derecho humano al agua y al saneamiento a través del Programa Interamericano para el Desarrollo Sostenible de la OEA.* Washington, DC, USA: Secretariat for Integral Development. Department of Sustainable Development. Integrated Water

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resources Management Section. III. Inter-American Program for Sustainable Development. IV. Series. OEA/Ser.D/XXIII.46.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2015). *Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. A/RES/70/1*. New York, USA: Organización de las Naciones Unidas.

Ortiz-Ortiz, R. (2018). Los problemas estructurales de la constitución ecuatoriana de 2008 y el hiperpresidencialismo autoritario. *Estudios constitucionales: Revista del Centro de Estudios Constitucionales,* 16(2), 569-574. DOI: http://www.estudiosconstitucionales.cl/index.php/econstitucionales/article/view/495

Reglamento a la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Uso y Administración del Agua. (2015). *Decreto Ejecutivo 650, Registro Oficial Suplemento 483 de 20-abr-2015.* Rojas-Ortuste, F. (2014). *Políticas e institucionalidad en materia de agua potable y saneamiento en América Latina y el Caribe.* Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Salazar-Marín, D. (2015). "Mi poder en la Constitución": la perversión del estado de derecho. *Seminario Latinoamericano de Teoría Constitucional SELA.* Argentina, Buenos Aires: Libraria.

Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente. (2008a). *Acta 70, A. Diario de debates de la Asamblea Nacional Constituyente del Ecuador.* Montecristi, Ecuador: Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente. (2008b). *Acta 81, A. Diario de debates de la Asamblea Nacional Constituyente del Ecuador.* Montecristi, Ecuador: Secretaría de la Asamblea Nacional Constituyente.

Shiva, V. (2014). *Las nuevas guerras de la globalización. Semillas, agua y formas de vida.* Madrid, España: Editorial Popular.

Simon, F. (2017). *Introducción al estudio del Derecho.* Quito. Ecuador: Cevallos-Editorial Jurídica y Colegio de Jurisprudencia, Universidad San Francisco de Quito.

Trujillo, J. C. (2013). *Constitucionalismo contemporáneo. Teoría, procesos, procedimientos y retos.* Quito, Ecuador: Corporación Editora Nacional, Universidad Andina Simón Bolívar.

WHO & UNICEF, World Health Organization & United Nations International Children's Emergency Fund. (2017). *A snapshot of Drinking Water, Sanitation and Hygiene. Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene*. Geneva, Switzerland/New York, USA: World Health Organization & United Nations International Children's Emergency Fund.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

Artículos

Análisis regional de frecuencias de crecientes con base en la distribución TCEV en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México

Regional flood frequencies analysis based on the TCEV distribution in Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico

Daniel Francisco Campos-Aranda[1]

[1]Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Las obras hidráulicas como embalses, diques, puentes y el drenaje urbano se planean, diseñan, construyen y revisan (las existentes) bajo una seguridad hidrológica, con base en las *Crecientes de Diseño*. Tales

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estimaciones del gasto máximo anual asociadas a bajas probabilidades de excedencia, se llaman *Predicciones* y se obtienen a través del llamado *análisis de frecuencia de crecientes.* Técnica que consiste en seleccionar una función de distribución de probabilidades (FDP), que represente a la muestra de gastos disponible y con base en tal modelo, realizar las predicciones buscadas. Cuando el registro de crecientes es reducido, poco confiable o no existe en el sitio de interés, se recurre al *análisis regional*; enfoque que amplía la longitud de los registros disponibles para reducir los errores en las estimaciones y además, permite estimar predicciones en localidades sin datos. En este estudio se realizó un *contraste*, entre las predicciones locales y las regionales; obtenidas estas últimas, según dos métodos diferentes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. En el primero, se procesaron sus registros de gasto máximo anual y sus respectivas fechas de ocurrencia, para definir las regiones de influencia de cada uno y en la segunda, la cual se expone con detalle, se utiliza la misma información hidrométrica y se aplica el método del índice de crecientes, utilizando como FDP regional a la distribución TCEV (*two-component extreme value*), sugerida para registros de gastos que fueron generados por dos mecanismos físicamente diferentes y que no es posible separarlos. El método regional expuesto es mucho más simple y conduce a predicciones bastante aproximadas por déficit y más exactas por exceso, según los errores relativos evaluados. Por lo anterior, se recomienda su aplicación sistemática, en otras regiones hidrológicas del país.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: distribución TCEV, índice de estacionalidad, índice de crecientes, detección de valores dispersos, prueba del rango regional normalizado, predicciones locales y regionales, error relativo, creciente media anual.

Abstract

Hydraulic works such as reservoirs, dikes, bridges, and urban drainage, are planned, designed, built, and reviewed (the existing) under a hydrological safety, based on the *Design Floods*. Such estimates of the maximum annual flow associated with low probabilities of exceedance, are called *Predictions and* are obtained through the so-called *frequency analysis of floods*. This technique consists of selecting a probability distribution function (PDF), which represents the sample of available flows, and based on such a model prediction is sought. When the record of floods is reduced, unreliable, or does not exist at the site of interest, *regional analysis* is used; an approach that extends the length of available records to reduce errors in estimates and allows estimating predictions in locations without data. In this study a *contrast* was made between local and regional predictions; the latter was obtained according to two different methods in the Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico. In the first method, the records of maximum annual flows and their respective dates of occurrence were processed, to define the regions of influence each. For the second method, which is detailed, the same hydrometric information is used and the flood index method, using the

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

TCEV (*two-component extreme value*) distribution as a regional PDF, is suggested for flow records that were generated by two physically different mechanisms and cannot be separated. The exposed regional method is much simpler and leads to fairly approximate predictions by deficit and more accurate by excess, according to the relative errors evaluated. Therefore, its systematic application is recommended in other hydrological regions of the country.

Keywords: TCEV distribution, seasonality index, flood index, detection of outlier's values, normalized regional range test, local and regional predictions, relative error, average annual flood.

Recibido: 07/11/2019

Aceptado: 30/03/2021

Introducción

Análisis de frecuencia de crecientes

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Todas las obras hidráulicas que requiere la sociedad humana para el uso razonable de los recursos hídricos y para la protección contra sus excesos y deficiencias se planean, diseñan y construyen con base en las llamadas *crecientes de diseño*. Además, las obras hidráulicas que ya están operando, periódicamente deben ser revisadas desde un punto de vista hidrológico, pues es común que ocurran cambios físicos en sus cuencas y en las condiciones meteorológicas debido a los impactos del cambio climático (Mujumdar & Nagesh-Kumar, 2012).

Las crecientes de diseño son estimaciones del gasto máximo anual asociadas con bajas probabilidades de excedencia, cuyo recíproco es el periodo de retorno (*Tr*) o intervalo *promedio* de recurrencia en años. Las estimaciones más exactas de tales *predicciones* se obtienen a través del llamado *análisis de frecuencia de crecientes* (AFC), cuyo objetivo consiste en interpretar una muestra de gastos máximos anuales en términos de probabilidades de ocurrencia futura (Bobée & Ashkar, 1991; Hosking & Wallis, 1997).

Para que los resultados del AFC sean confiables, se deben cumplir los tres requisitos siguientes: (1) que los gastos máximos anuales de la muestra hayan sido generados por un proceso aleatorio estacionario, lo cual implica que sean independientes y que estén libres de componentes determinísticas; (2) que el modelo probabilístico o función de distribución de probabilidades (FDP) utilizada para representar a los datos y realizar las estimaciones sea la adecuada, y (3) que el método de estimación de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los parámetros de ajuste de la FDP sea exacto (Meylan, Favre, & Musy, 2012).

Para cumplir el primer requisito se verifica la calidad estadística de la muestra por medio de pruebas generales y específicas, como el test de Wald-Wolfowitz; y las pruebas de persistencia, tendencia y de cambio en la media o en la variabilidad (WMO, 1971; Bobée & Ashkar, 1991; Rao & Hamed, 2000; Machiwal & Jha, 2012). Respecto al segundo requisito existen dos enfoques: (a) usar las FDP que han sido establecidas bajo precepto y (b) emplear las FDP que tienen base teórica (*parent distribution*) para ser aceptadas como modelo fuente o de origen (Houghton, 1978). Para abordar el tercer requisito se pueden aplicar los métodos disponibles de estimación de parámetros de ajuste y seleccionar resultados con base en indicadores cuantitativos de calidad del ajuste, por ejemplo, el error estándar de ajuste (Kite, 1977; Meylan *et al*., 2012).

Análisis regional de frecuencia de crecientes

Con objeto de reducir la incertidumbre que se genera al emplear muestras pequeñas en el AFC tanto en la estimación de los parámetros de ajuste de la FDP como de las predicciones, se recurre al análisis *regional* de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

frecuencia de crecientes (ARFC). Este procedimiento o *regionalización* es una herramienta que permite ampliar la longitud de los registros históricos disponibles y por ello reduce los errores en las estimaciones. Además, hace posible la estimación de predicciones en sitios o localidades dentro de la región que no cuentan con datos de gasto máximo anual. En el ARFC se juntan o concatenan los registros estandarizados de gasto máximo anual de varios sitios, para formar series amplias, siempre y cuando muestren una similitud u homogeneidad hidrológica (Cunnane, 1988; Hosking & Wallis, 1997; Rahman, Haddad, & Eslamian, 2014; Ouarda, 2017).

La distribución TCEV

El modelo probabilístico TCEV (*two-component extreme value*), sugerido por Rossi, Fiorentino y Versace (1984), permite una interpretación razonable de los fenómenos físicos que generan las crecientes y además es capaz de reproducir las características reales observadas en los registros de gastos máximos anuales, como son el llamado por Potter (1958) "efecto de pata de perro" (*dog leg effect*) y la designada por Matalas, Slack y Wallis (1975) como "condición de separación".

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La distribución TCEV considera que las crecientes de un registro fueron generadas por dos mecanismos físicamente diferentes, las cuales no es posible separar. Al ser una FDP con cuatro parámetros de ajuste, su aplicación a registros individuales genera gran incertidumbre en el cálculo de las predicciones (Fiorentino, Versace, & Rossi, 1985). Por ello, Francés-García (1995) ha señalado que el campo habitual de aplicación del modelo TCEV es dentro del ARFC.

Índice de estacionalidad

Desde mediados de la década de 1990 (Zrinji & Burn, 1996; Burn, 1997; Cunderlik & Burn, 2002) se ha sugerido que la fecha de ocurrencia media y la regularidad estacional de las crecientes anuales se pueden utilizar como medidas de similitud de la respuesta hidrológica de las cuencas. Es un hecho que la similitud en la distribución temporal y la regularidad de las crecientes de dos cuencas implica una semejanza en características fisiográficas y meteorológicas. De manera que tales cuencas se pueden integrar en una región con propósitos del ARFC. Este enfoque de regionalización, con base en las características estacionales de las crecientes, tiene la ventaja de reservar el uso de la información

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

hidrométrica (crecientes anuales) para ratificar tal homogeneidad regional.

Campos-Aranda (2014a) expone con detalle cómo se transforma la fecha de ocurrencia de cada creciente anual en un estadístico direccional para obtener el día medio de las crecientes, cuya medida adimensional de su dispersión es el llamado *índice de estacionalidad* ($\bar{r}$), el cual toma valores entre cero y uno. Un valor unitario indica que todas las crecientes ocurren en la misma fecha; en cambio, un valor cercano a cero implica ocurrencias a lo largo de todo el año.

Ramírez-Orozco, Gutiérrez-López y Ruiz-Silva (2009) establecen los siguientes cinco grados de estacionalidad: (1) muy fuerte, cuando $\bar{r} >$ 0.90; (2) fuerte, cuando $\bar{r}$ fluctúa entre 0.70 y 0.90; (3) media, cuando $\bar{r}$ varía de 0.50 a 0.70; (4) baja, cuando $\bar{r}$ cambia de 0.10 a 0.50, y (5) muy baja o débil, cuando $\bar{r} <$ 0.10.

Objetivo

El objetivo básico de este estudio consistió en realizar un *contraste* entre las predicciones locales y las regionales; estas últimas obtenidas según dos técnicas diferentes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la primera se procesaron sus registros de gasto máximo anual y sus respectivas fechas de ocurrencia, por medio del enfoque regional de la región de influencia (Campos-Aranda, 2014a). En la segunda, la cual se describe con detalle, se utiliza la misma información hidrométrica y se aplica el método clásico de los ARFC, es decir, el método del índice de crecientes, empleando como modelo probabilístico poblacional la distribución TCEV.

Teoría operativa y datos procesados

Procedimiento del método del índice de crecientes

Las técnicas que integran el llamado *método del índice de crecientes* (*index flood method*) constituyen una manera conveniente de obtener un resumen de parámetros estadísticos procedentes de la agrupación de varias muestras o registros diferentes (Hosking & Wallis, 1997). Fue propuesto por Dalrymple (1960) para procesar datos de crecientes,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

también llamadas avenidas máximas o riadas, y por ello su nombre, pero se puede aplicar a cualquier tipo de datos.

Cuando existen registros de crecientes en *ns* sitios y en cada localidad *k*, el número de datos es n_i de gastos Q_i^k. Entonces, se tiene que $Q^k(F)$ con $0 < F < 1$ es la función de cuantiles de la distribución de frecuencias de cada sitio *k*. La hipótesis básica del método de índice de crecientes establece que los sitios *k* forman una *región homogénea*, lo cual implica que las distribuciones de frecuencias de los *ns* sitios son idénticas, excepto por el factor de escalamiento, que es precisamente el *índice de crecientes* (IC^k). La ecuación del método es:

$$Q^k(F) = IC^k \cdot q(F) \text{ con } k = 1,2,\ldots,ns \qquad (1)$$

donde $q(F)$ es la *curva de crecimiento regional* (*regional growth curve*), es decir, una función de cuantiles adimensional y común a todos los sitios; $q(F)$ es una distribución de frecuencias regional o función común de los valores Q_i^k/IC^k; por lo general, el IC^k es igual al gasto medio anual ($\bar{Q}^k$) de los datos de cada sitio, pero se puede emplear la mediana o una media truncada (Hosking & Wallis, 1997).

En el método de índice de crecientes se aceptan las cinco hipótesis siguientes: (1) las crecientes de cada sitio se distribuyen de manera idéntica; (2) las crecientes de cada sitio son independientes; (3) las crecientes de sitios diferentes son independientes; (4) las distribuciones

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de frecuencias en sitios diferentes son idénticas, excepto por el factor de escalamiento, y (5) la forma matemática de la curva regional de crecimiento está correctamente especificada (Hosking & Wallis, 1997).

Todos los métodos del ARFC —incluido el del índice de crecientes— tienen dos aplicaciones fundamentales dentro de la región homogénea: la primera se realiza en sitios con registros cortos o no confiables, y la segunda en localidades sin datos hidrométricos, utilizando las ecuaciones previamente encontradas, para la relación entre el $\bar{Q}^k$ y el área de cuenca, u otras características fisiográficas de la cuenca y/o del cauce principal (Campos-Aranda, 2013).

Fórmulas de la distribución TCEV

La base teórica de la distribución TCEV la establecen Rossi *et al*. (1984), considerando que la variable aleatoria *X* es el máximo anual de una variable aleatoria *Z* no negativa, cuyo número *K* de ocurrencias en el año también es una variable aleatoria, y ambas cumplen las hipótesis siguientes: (1) *Z* es una variable aleatoria independiente idénticamente distribuida, condición designada "iid"; (2) *K* es una variable "iid" que sigue el proceso de Poisson, y (3) *Z* y *K* son independientes una de otra.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otra parte, el efecto pata de perro de un registro de crecientes se observa al dibujar en el papel de probabilidad Gumbel-Powell (Chow, 1964) sus datos, y encontrar que un grupo numeroso de gastos definen una tendencia y en un punto final; otro grupo reducido de crecientes de mayor magnitud comienzan a definir otra tendencia con mayor pendiente. Lo anterior indica la presencia de dos poblaciones: una básica con el subíndice 1 y otra de crecientes extraordinarias con el subíndice 2.

Al considerar que las crecientes de ciertos registros han sido generadas por dos mecanismos meteorológicos diferentes, como son las tormentas convectivas locales y las tormentas de origen ciclónico, Rossi *et al*. (1984) formulan un modelo probabilístico mixto, con lo cual establecen la distribución TCEV con cuatro parámetros de ajuste:

$$F_X(x) = \exp\left(-\lambda_1 \cdot e^{-x/\theta_1} - \lambda_2 \cdot e^{-x/\theta_2}\right) \quad (2)$$

haciendo $\varepsilon_j = \theta_j \cdot \ln(\lambda_j)$ para $j = 1, 2$, se obtiene que la Ecuación (2) equivale al producto de dos distribuciones Gumbel (Fiorentino *et al*., 1985):

$$F_X(x) = \exp\left[-e^{-(x-\varepsilon_1)/\theta_1}\right] \cdot \exp\left[-e^{-(x-\varepsilon_2)/\theta_2}\right] \quad (3)$$

$$F_X(x) = F_{X_1}(x) \cdot F_{X_2}(x) \text{ para } x \geq 0 \quad (4)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

λ_j es el número medio de gastos máximos independientes y θ_j es la magnitud media de tales gastos máximos, con $j = 1$ para las crecientes básicas y $j = 2$ para las extraordinarias. Cuando no existen las crecientes dispersas, la distribución TCEV se reduce al modelo Gumbel simple. La función de densidad de probabilidad de *X*, según la Ecuación (2), es (Rossi *et al*., 1984):

$$f_X(x) = F_X(x) \cdot \psi(x) \tag{5}$$

en la cual:

$$\psi(x) = (\lambda_1/\theta_1) \cdot \exp(-x/\theta_1) + (\lambda_2/\theta_2) \cdot \exp(-x/\theta_2) \tag{6}$$

Cálculo de los parámetros de ajuste

Rossi *et al*. (1984) exponen el logaritmo natural de la *función de máxima verosimilitud* y lo designan por L_{fmv}; su expresión es:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$L_{fmv} = \sum_{i=1}^{n} \ln f_X(x_i) = \sum_{i=1}^{n} \ln F_X(x_i) + \sum_{i=1}^{n} \ln \psi(x_i) \quad (7)$$

Igualando a cero las derivadas parciales de L_{fmv} con respecto a los cuatro parámetros de ajuste y realizando varias operaciones algebraicas, Rossi *et al*. (1984) obtienen las cuatro ecuaciones siguientes, las cuales se resuelven mediante una técnica numérica de sustitución sucesiva:

$$\lambda_j = \lambda_j \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{\exp\left(-x_i/\theta_j\right)}{\psi(x_i)}}{\theta_j \sum_{i=1}^{n} \exp\left(-x_i/\theta_j\right)} \text{ para } j = 1,2 \quad (8)$$

$$\theta_j = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{x_i \cdot \exp\left(-x_i/\theta_j\right)}{\psi(x_i)}}{\sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \exp\left(-\frac{x_i}{\theta_j}\right) + \sum_{i=1}^{n} \frac{exp\left(-x_i/\theta_j\right)}{\psi(x_i)}} \text{ para } j = 1,2 \quad (9)$$

Para asegurar una convergencia rápida, conviene iniciar con unos valores de λ y θ lo más aproximados posible. Para la búsqueda de los valores iniciales, primero se dibujan en el papel Gumbel-Powell (Chow, 1964) los datos del registro de crecientes, asignándoles una posición gráfica o probabilidad de no excedencia por medio de la fórmula de Weibull (Benson, 1962):

$$P(X < x) = \frac{m}{n+1} \quad (10)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

donde *m* es el número de orden del dato cuando éstos han sido ordenados de menor a mayor; *n*, el número de observaciones, crecientes o datos. En seguida se identifica la serie básica y se representa por una línea recta o distribución Gumbel, definiendo un punto *F*1, *X*1 en su inicio y otro hacia el final de los datos que se designa (*F*2, *X*2). Después se traza otra recta o modelo Gumbel con mayor pendiente para representar los valores dispersos o crecientes extraordinarias, usando como punto inicial *F*2, *X*2 y definiendo un punto final en *F*3, *X*3, hacia el último de los datos. Estas tres parejas de valores se llevan a las fórmulas siguientes que proceden de la Ecuación (3) (Campos-Aranda, 2002) para definir los valores iniciales λ_j y θ_j:

$$\theta_1 = \frac{(X2-X1)}{\{-\ln[-\ln(F2)]\}} - \{-\ln[-\ln(F1)]\} \quad (11)$$

$$\varepsilon_1 = X1 - \theta_1\{-\ln[-\ln(F1)]\} \quad (12)$$

$$\lambda_1 = \exp(\varepsilon_1/\theta_1) \quad (13)$$

$$\theta_2 = \frac{(X3-X2)}{\{-\ln[-\ln(F3)]\}} - \{-\ln[-\ln(F2)]\} \quad (14)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\varepsilon_2 = X2 - \theta_2\{-\ln[-\ln(F2)]\} \quad (15)$$

$$\lambda_2 = \exp(\varepsilon_2/\theta_2) \quad (16)$$

Con base en los valores iniciales se aplican por primera vez las ecuaciones (8) y (9), y se evalúa la función logarítmica de máxima verosimilitud (L_{fmv}) con la ecuación (7) y las número (5) y (6) auxiliares. En seguida, los nuevos valores de λ_j y θ_j se convierten en los iniciales y se vuelven a aplicar las ecuaciones (8) y (9). El proceso se repite hasta que el valor de L_{fmv} se estabiliza, es decir, que ya no disminuye.

Al concluir este proceso de sustituciones sucesivas se tienen los valores óptimos de los parámetros de ajuste y con ellos se aplica de manera repetida la Ecuación (1), para obtener parejas de valores de x y $F_X(x)$ para construir el modelo TCEV en el papel Gumbel-Powell y obtener las predicciones buscadas asociadas con periodos de retorno (Tr) o intervalos promedio de recurrencia de 5, 10, 25, 50, 100 y 500 años. Al ser Tr el recíproco de la probabilidad de excedencia, entonces los Tr citados corresponden a probabilidades de no excedencia [$F_X(x)$] de 0.80, 0.90, 0.96, 0.98, 0.99 y 0.998, respectivamente.

Análisis regional jerárquico con la distribución TCEV

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para comparar datos de ríos o registros diferentes, Rossi *et al*. (1984) y Fiorentino *et al*. (1985) introducen la variable adimensional *Y*, que estandariza las crecientes anuales, la cual es:

$$Y = \frac{(X-\varepsilon_1)}{\theta_1} = \frac{X}{\theta_1} - \ln(\lambda_1) \qquad (17)$$

siendo θ_1 y ε_1 o λ_1 los parámetros de la componente básica o de una distribución Gumbel sin las crecientes extraordinarias. La FDP de *Y* se obtiene con la Ecuación (2), esto es:

$$F_Y(y) = F_X(\theta_1 \cdot y + \varepsilon_1) = \exp\left(-\lambda_1^* \cdot e^{-y/\theta_1^*} - \lambda_2^* \cdot e^{-y/\theta_2^*}\right) \qquad (18)$$

λ_1^*, θ_1^*, λ_2^* y θ_2^* son los llamados parámetros de ajuste *regionales*, los cuales permiten asumir que la distribución TCEV definida por la Ecuación (18) representa todos los registros de una región aceptada homogénea hidrológicamente; registros que lógicamente pueden tener inicios y amplitudes diferentes.

El análisis regional *jerárquico* de crecientes fue propuesto inicialmente por Fiorentino, Gabriele, Rossi y Versace (1987). Se basa en

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la Ecuación (18) y asume tres etapas: (1) identificación de una región homogénea, donde el coeficiente de asimetría (*Cs*) no varía de un sitio a otro o entre los registros disponibles; (2) identificación de subregiones homogéneas, donde el coeficiente de variación (*Cv*) también se puede considerar constante, y (3) deducción de modelos de regresión para estimar el gasto medio anual en localidades sin datos hidrométricos. Este enfoque regional ha sido descrito y aplicado por Cannarozzo, D'Asaro y Ferro (1995); Ferro y Porto (2006), y Boni, Parodi y Rudari (2006), para procesar crecientes y precipitaciones extremas.

Detección de datos dispersos máximos

Ya sea que se aplique la distribución TCEV a un solo registro amplio (ajuste local), o que se utilice a nivel regional, la aplicación de las ecuaciones (11) a (16) para definir los valores iniciales de los parámetros de ajuste (λ_1, θ_1, λ_2, θ_2) requiere de la definición de las crecientes extraordinarias o valores dispersos (*outliers*).

Kottegoda y Rosso (2008) indican que una manera simple y práctica de detección de los valores dispersos (anómalos, discordantes o atípicos) consiste en ordenar los gastos máximos anuales en forma progresiva de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

magnitud y luego revisar su evolución para detectar dónde ocurre un cambio sustancial de incremento entre valores y con ello establecer el inicio de los valores dispersos.

Por otra parte, si se acepta que el registro de crecientes de un río sigue un modelo probabilístico TCEV, se deberán detectar las crecientes extraordinarias de una distribución Gumbel. Entre las pruebas estadísticas que existen para detectar valores dispersos, la que se basa en el sesgo o asimetría muestral ha probado ser potente. Tal prueba, denominada *Test Skew* por Francés-García (1995), también la emplearon Rossi *et al*. (1984) y Fiorentino *et al*. (1985), y en ella se comienza por calcular el estadístico G_j con la ecuación:

$$G_j = \sqrt{n-j+1}\,\frac{\sum_{i=1}^{n-j+1}\left(x_i - \bar{x}(n-j+1)\right)^3}{\left\{\sum_{i=1}^{n-j+1}[x_i - \bar{x}(n-j+1)]^2\right\}^{3/2}} \qquad (19)$$

en la cual x_i son los datos ordenados de menor a mayor y $\bar{x}(k)$ es la media aritmética de las primeras k observaciones mayores. Según la ecuación (19), G_j es un estimador de la asimetría muestral que no considera los j-1 valores más grandes.

Matalas *et al*. (1975) obtuvieron mediante simulación Monte Carlo la media y desviación estándar del sesgo muestral de la distribución Gumbel para muestras que variaron de 10 a 90 datos. Con base en tales valores, Francés-García (1995) obtiene los valores críticos G_a en una

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

prueba de una cola, con un nivel de significancia (a) del 5 %, mostrados en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores críticos del estadístico G_j con un nivel de significancia (a) del 5 %.

Tamaño muestra (n)	G_a	Tamaño muestra (n)	G_a	Tamaño muestra (n)	G_a
10	1.690	40	1.879	70	1.859
20	1.833	50	1.877	80	1.845
30	1.877	60	1.869	90	1.831

Pruebas de homogeneidad subregional

Antes de ajustar la distribución TCEV a un conjunto de datos de crecientes que pertenecen a una cierta región o subregión que se sospecha es homogénea desde un punto de vista hidrológico, se debe probar o verificar tal homogeneidad. A fin de comprobar numéricamente la conveniencia de la subdivisión de una región hidrológica en dos o más subgrupos de cuencas, se puede aplicar una prueba estadística muy

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

simple que mide la heterogeneidad de un área o zona específica, denominada *rango regional normalizado* de los coeficientes de variación de las crecientes [*RRN*(*Cv*)], definido por Burn (1990) como:

$$RRN(Cv) = \frac{R(Cv)}{M(Cv)} \tag{20}$$

donde *R*(*Cv*) y *M*(*Cv*) son el rango y la mediana de los valores del *Cv* de la subregión o zona analizada. Entonces, cuando el *RRN*(*Cv*) aplicado por subregiones resulta menor que el de la región total, la subdivisión es conveniente o procedente.

Otras pruebas estadísticas que permiten verificar la homogeneidad hidrológica de una región y/o de cada subregión son, por ejemplo: (1) el test *R* de Wiltshire (1986), que contrasta la forma de la FDP regional con las locales; (2) el test de momentos de Gupta, Mesa y Dawdy (1994), que verifica la homogeneidad a través de las pendientes de los momentos de orden uno a cuatro de las crecientes locales, según el tamaño de cuenca, y (3) el test de momentos de probabilidad pesada de Kumar, Guttarp y Foufoula-Georgiu (1994), similar al anterior. Estas pruebas las han aplicado Ferro y Porto (2006) en Sicilia, Italia.

Registros de crecientes por procesar

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Corresponden a los 21 que procesó Campos-Aranda (2014b) de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), cuyas características estadísticas e índice de estacionalidad se exponen en la Tabla 2, por orden decreciente de tamaño de cuenca. En la columna 4 se indican las amplitudes de cada registro, abarcando un total de 777 datos. En la Figura 1 se muestra la ubicación de la Región Hidrológica No. 10 en la república mexicana.

Tabla 2. Parámetros estadísticos de los registros de gasto máximo anual de las 21 estaciones hidrométricas indicadas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

1	2	3	4	5	7	8	9	10
No.	**Estación hidrométrica**	***A*** **(km²)**	***n***	***Qm*** **(m³/s)**	***Cv***	***Cs***	***Ck***	$\bar{r}$
1	Huites	26 057	51	3 328.333	0.995	2.210	7.7	0.3739
2	San Francisco	17 531	33	1 724.636	0.841	1.885	6.6	0.4133
3	Santa Cruz	8 919	52	1 037.615	1.120	3.231	16.3	0.5507
4	Jaina	8 179	56	1 020.786	1.114	3.358	17.2	0.5281
5	Palo Dulce	6 439	21	1 129.238	1.218	3.844	18.7	0.3405

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

6	Ixpalino	6 166	45	1 198.978	0.905	2.969	13.7	0.6214
7	La Huerta	6 149	28	945.107	0.593	0.186	2.1	0.4219
8	Chinipas	5 098	24	883.083	0.666	1.403	5.6	0.4457
Valor promedio		-	-	-	-	-	-	*0.4619*
9	Tamazula	2 241	32	596.875	0.655	2.846	13.8	0.5928
10	Naranjo	2 064	45	633.311	1.053	1.816	6.4	0.7047
11	Acatitán	1 884	43	813.256	1.065	2.331	10.7	0.7497
12	Guamúchil	1 645	32	702.344	0.928	2.826	13.5	0.7299
13	Choix	1 403	38	348.974	0.880	2.903	13.3	0.6889
14	Badiraguato	1 018	26	1 224.346	1.555	3.420	15.9	0.5989
Valor promedio		-	-	-	-	-	-	*0.6775*
15	El Quelite	835	33	479.091	0.869	1.558	5.6	0.8035
16	Zopilote	666	56	351.857	0.806	0.774	2.8	0.8322
17	Chico Ruiz	391	19	205.737	0.717	0.339	2.3	0.8161
18	El Bledal	371	56	289.000	0.915	2.693	12.9	0.8458
19	Pericos	270	30	250.800	0.625	1.133	4.1	0.8158
20	La Tina	254	24	104.958	1.471	3.860	19.6	0.7207

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

21	Bamícori	223	33	189.182	0.933	1.415	4.3	0.8810
Valor promedio		-	-	-	-	-	-	*0.8164*

Simbología:

A: área de cuenca.

n: número de datos del registro.

Qm: gasto promedio anual (antes $\bar{Q}^k$), m^3/s.

Cv: coeficiente de variación, adimensional.

Cs: coeficiente de asimetría, adimensional.

Ck: coeficiente de curtosis, adimensional.

$\bar{r}$: índice de estacionalidad, adimensional.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figura 1. Ubicación de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa) en la república mexicana.

Resultados y discusión

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Subregiones por procesar

El estudio de los valores mostrados en la última columna de la Tabla 2 orientó a subdividir la región hidrológica No. 10 (Sinaloa) en tres *subregiones* para la aplicación del método del índice de crecientes, tales subregiones se denominan: (**A**) de cuencas mayores a los cinco mil km^2, cuyo índice de estacionalidad varía de 0.3405 en Palo Dulce a 0.6214 en Ixpalino, con 0.4619 como valor medio; (**B**) de cuencas mayores de los mil km^2, con índices de estacionalidad que fluctúan entre 0.5928 y 0.7497, con 0.6775 como valor promedio, y (**C**) cuencas menores de los mil km^2, con índices de estacionalidad que oscilan entre 0.7207 y 0.8810, con un valor medio de 0.8164.

En la Tabla 3 se presentan las 8, 6 y 7 estaciones hidrométricas que integran cada *subregión*; los resultados respectivos de la prueba del *RRN*(*Cv*) se muestran en cursivas. Se observa que la subdivisión resulta muy conveniente para la subregión **A** de las grandes cuencas, pero no implica gran diferencia en las subregiones **B** y **C** de cuencas menores. Sin embargo, en lo general, tal subdivisión es conveniente (Campos-Aranda, 2013).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Aplicación de la prueba del rango regional normalizado en las tres subregiones adoptadas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México y en ella misma.

Subregión A		**Subregión B**		**Subregión C**	
Estación hidrométrica	***Cv***	**Estación hidrométrica**	***Cv***	**Estación hidrométrica**	***Cv***
Huites	0.995	Tamazula	0.655	El Quelite	0.869
San Francisco	0.841	Naranjo	1.053	Zopilote	0.806
Santa Cruz	1.120	Acatitán	1.065	Chico Ruiz	0.717
Jaina	1.114	Guamúchil	0.928	El Bledal	0.915
Palo Dulce	1.218	Choix	0.880	Pericos	0.625
Ixpalino	0.905	Badiraguato	1.555	La Tina	1.471
La Huerta	0.593	Valor mínimo	0.655	Bamícori	0.933
Chinipas	0.666	Valor máximo	1.555	Valor mínimo	0.625
Valor mínimo	0.593	Valor mediano	0.990	Valor máximo	1.471
Valor máximo	1.218	*RRN(Cv)*	*0.909*	Valor mediano	0.869
Valor mediano	0.950			*RRN(Cv)*	*0.974*
RRN(Cv)	*0.658*				
Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa)					
Valor mínimo			0.593	Valor mediano	0.915
Valor máximo			1.555	*RRN(Cv)*	*1.051*

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Eliminación de registros anómalos

Definidas las subregiones donde se aplicará el método del índice de crecientes, se procede a revisar de manera conjunta los parámetros estadísticos para detectar registros discordantes o anómalos; lo anterior equivale a la primera etapa del análisis regional jerárquico. En la subregión **A**, el registro de La Huerta tiene un *Cs* y un *Ck* que difieren notablemente del resto y por ello se eliminó. En la subregión **B** no se eliminó ningún registro, pues los discordantes —Naranjo y Badiraguato— se puede considerar extremos. Finalmente, en la subregión **C,** el registro de La Tina tiene valores del *Cs*, *Ck* y $\bar{r}$, plenamente discordantes con el resto y por ello se eliminó. Con base en lo anterior, el registro *conjunto* de la subregión **A** tendrá 282 datos de crecientes (Q_i); el de la subregión **B** abarcará 216 valores, y el de la **C** incluirá 227 datos.

Detección de las crecientes extraordinarias

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una inspección rutinaria a los valores críticos de la Tabla 1 destaca que para el tamaño común (de 30 a 60 datos) de los registros de crecientes disponibles actualmente se puede adoptar un valor crítico general de G_a de 1.87, el cual coincide con el usado por Fiorentino *et al*. (1985) para los ríos del norte de Italia. Si se utiliza tal valor crítico, se observa en la Tabla 4, con base en los valores sombreados, que en la mayoría de los registros sólo se detecta una creciente extraordinaria y como máximo tres en Huites, y dos en Jaina, Ixpalino, Choix y Badiraguato.

Tabla 4. Valores del test Skew para ratificación del número de crecientes extraordinarias adoptadas en cada estación hidrométrica de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

No.	Estación hidrométrica	G_1	G_2	G_3	G_4	G_5	G_6	CE
Subregión A								
1	Huites	2.144	2.180	1.966	1.844	1.696	1.659	6
2	San Francisco	1.798	1.511	1.537	1.233	1.037	0.963	4
3	Santa Cruz	3.137	1.846	1.785	1.660	1.324	0.564	6
4	Jaina	3.268	2.176	1.458	1.403	1.332	1.295	8
5	Palo Dulce	3.564	1.435	0.544	0.622	0.617	0.514	2
6	Ixpalino	2.869	2.137	1.259	1.085	0.840	0.690	2

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

7	La Huerta	0.176	0.173	0.125	0.100	0.089	0.061	0
8	Chinipas	1.314	0.623	0.615	0.639	0.620	0.543	1
Subregión B								
9	Tamazula	2.711	0.912	0.498	0.427	0.371	0.207	2
10	Naranjo	1.755	1.358	1.408	1.412	1.456	1.443	3
11	Acatitán	2.249	1.026	0.928	0.776	0.777	0.767	3
12	Guamúchil	2.692	1.011	0.997	0.867	0.734	0.698	1
13	Choix	2.787	1.955	0.956	0.686	0.668	0.578	3
14	Badiraguato	3.219	2.268	1.624	1.811	1.766	0.773	2
Subregión C								
15	El Quelite	1.486	1.341	0.768	0.709	0.607	0.387	2
16	Zopilote	0.753	0.727	0.665	0.636	0.639	0.636	0
17	Chico Ruiz	0.312	0.290	0.330	0.255	0.308	0.388	0
18	El Bledal	2.620	1.546	1.191	1.099	0.953	0.772	2
19	Pericos	1.075	1.010	0.769	0.479	0.216	0.237	0
20	La Tina	3.614	0.494	0.469	0.435	0.427	0.290	1
21	Bamícori	1.350	1.400	1.214	1.256	1.356	1.488	2

Simbología

G_k: coeficiente de asimetría de orden k.

CE: número de crecientes extraordinarias detectadas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En teoría, el valor de G_a debe ir decreciendo conforme j aumenta (Ecuación (19)) y cuando no lo hace, como es en el caso de los registros de Naranjo, Zopilote, Chico Ruiz y Bamícori, se debe a la presencia de valores extremos bajos.

Por otra parte, en la última columna de la Tabla 4 se indica el número de crecientes extraordinarias detectadas en cada registro de acuerdo con los valores dispersos, es decir, aquellos que se alejan de la tendencia general. Del análisis de los valores de la Tabla 4, se concluye que el test Skew es bastante *restrictivo* para la definición de las crecientes extraordinarias y por ello se adoptan los valores de la última columna. Por lo anterior, en la subregión **A** se tienen 29 crecientes extraordinarias; en la **B** ocurren 14, y en la **C** se adoptan siete. Estos valores auxilian en la adopción del punto $F2$, $X2$ de las ecuaciones (11) a (16).

Ajuste de la distribución TCEV

Definidos los registros de crecientes por procesar en cada subregión, se estandarizan sus datos (Q_i) con base en los valores de la columna 5 de la Tabla 2, que son los gastos medios anuales de cada registro (Qm). En relación con lo anterior, en el segundo renglón de la Tabla 5 se indican el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

número de estaciones procesadas y de datos adimensionales (Q_i/Qm) procesados; en el tercer renglón se citan los respectivos valores mínimo y máximo de tales registros concatenados.

Tabla 5. Resultados del ajuste de la distribución TCEV según método numérico de sustitución en las tres subregiones hidrológicas indicadas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Subregión	**A**	**B**	**C**
Núm. (est.) datos	(7) 282	(6) 216	(6) 227
Mínimo y máximo	0.1008-6.8486	0.0086-7.5510	0.0284-5.4533
*F*1 - *X*1	0.021-0.1214	0.060-0.1037	0.026-0.0995
*F*2 - *X*2	0.890-1.9881	0.908-2.1543	0.961-2.6505
*F*3 - *X*3	0.990-6.5000	0.990-5.6000	0.996-5.4533
$(\lambda_1)_{inicial}$	4.851	3.337	4.353
$(\theta_1)_{inicial}$	0.533	0.608	0.565
$(\lambda_2)_{inicial}$	0.343	0.397	0.349
$(\theta_2)_{inicial}$	1.841	1.523	1.221
FO(ln L)$_{inicial}$	-315.304	-246.828	-259.935
Núm. de iteraciones	46	50	106
$(\lambda_1)_{final}$	5.693	3.816	4.023

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$(\theta_1)_{final}$	0.267	0.299	0.106
$(\lambda_2)_{final}$	0.451	0.551	2.238
$(\theta_2)_{final}$	1.386	1.277	0.678
FO(ln L)$_{final}$	-238.226	-207.944	-217.299

Para establecer los puntos de inicio y fin de las crecientes básicas y de las extraordinarias, en cada registro conjunto se ordenaron sus datos en orden progresivo de magnitud y se les calculó una probabilidad empírica con base en la Ecuación (10). En seguida, con base en los resultados del inciso anterior, se define el punto *F*2, *X*2; posteriormente, hacia el final del registro, el punto *F*3, *X*3. El punto *F*1, *X*1 se escoge en el comienzo del registro. Los valores seleccionados para tales puntos se indican en los renglones cuarto a sexto de la Tabla 5. Estos valores permitieron el inicio y desarrollo del método numérico de sustituciones sucesivas.

En los siguientes cinco renglones de la Tabla 5 se muestran los resultados de las ecuaciones (11) a (16) y de la Ecuación (7). Después del número de iteraciones indicadas, se estabilizó el valor mínimo de la función logarítmica de máxima verosimilitud, y con ello se tienen los valores finales u óptimos de los parámetros de ajuste.

En seguida se aplica la Ecuación (2) para diversos valores de los cocientes adimensionales Q_i/Qm de cada registro concatenado, para definir las distribuciones TCEV subregionales, las cuales se han dibujado

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en el papel Gumbel-Powell en la Figura 2, Figura 3 y Figura 4 con igual escala. Los datos de cada registro concatenado se han dibujado en intervalos de diez valores para las crecientes básicas y de manera aleatoria para el grupo de crecientes extraordinarias.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

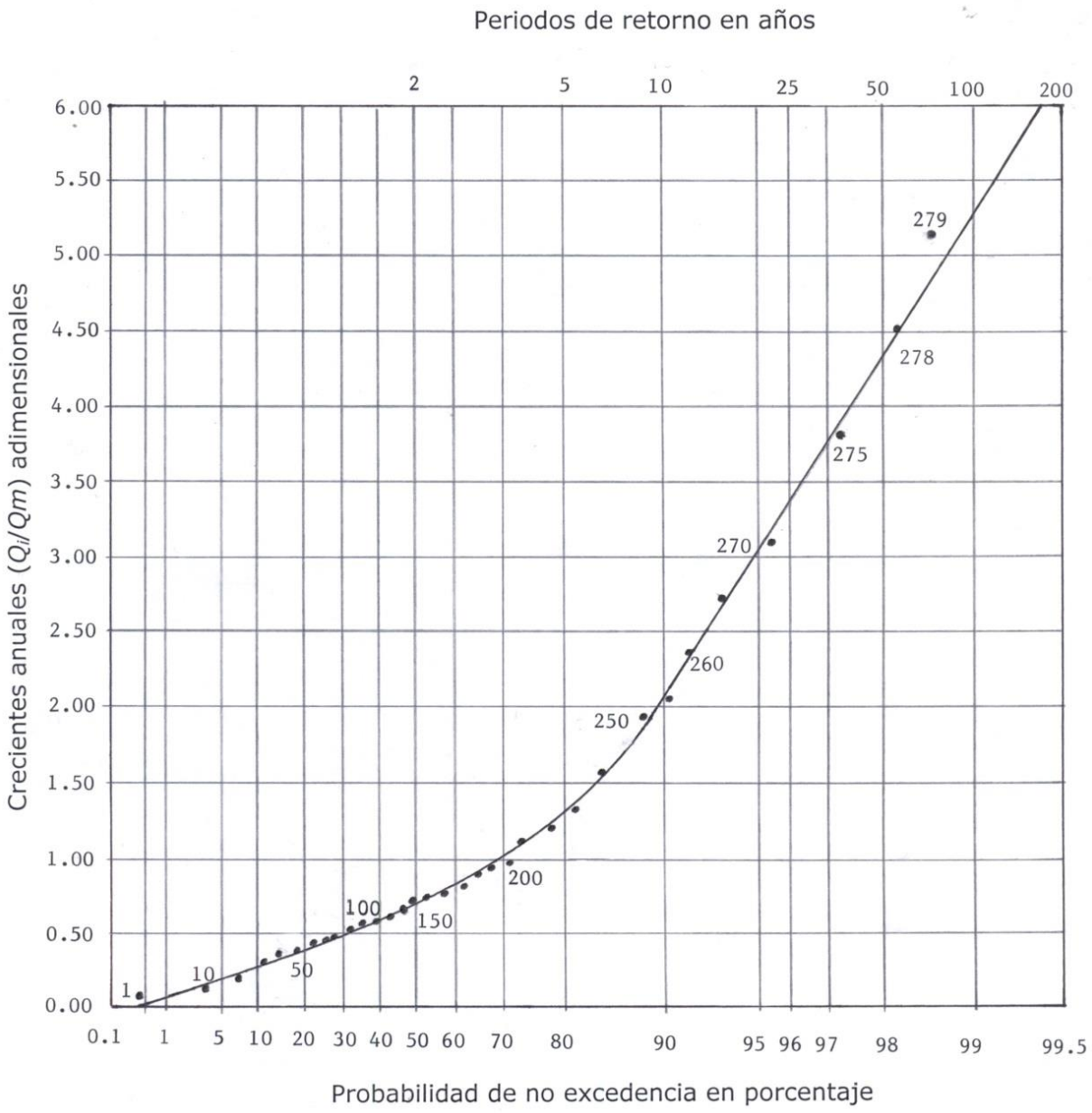


Figura 2. Ajuste de la distribución TCEV al registro concatenado de 282 crecientes anuales adimensionales (Q_i/Qm) integrado en la subregión A de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

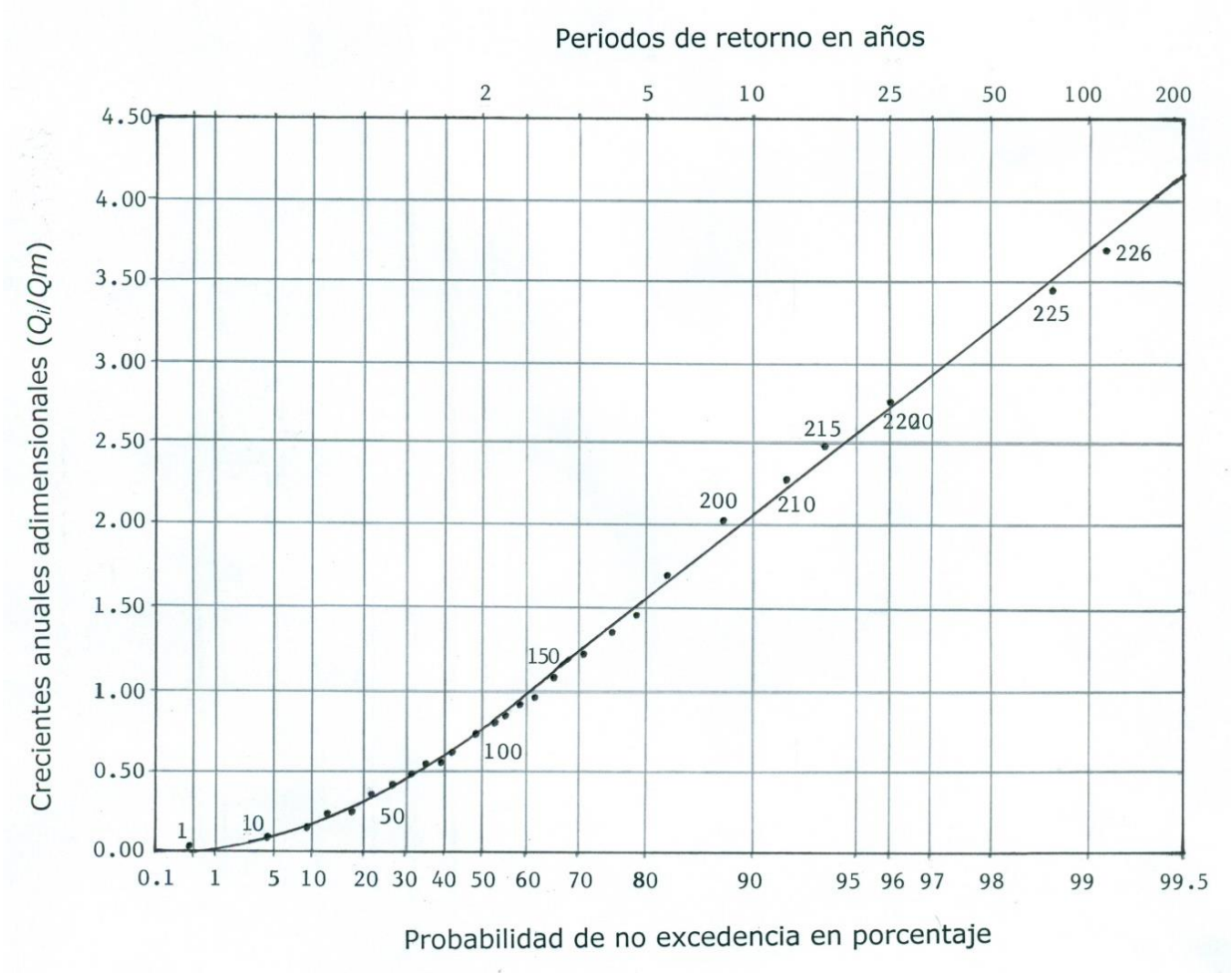


Figura 3. Ajuste de la distribución TCEV al registro concatenado de 216 crecientes anuales adimensionales (Q_i/Qm) integrado en la subregión B de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

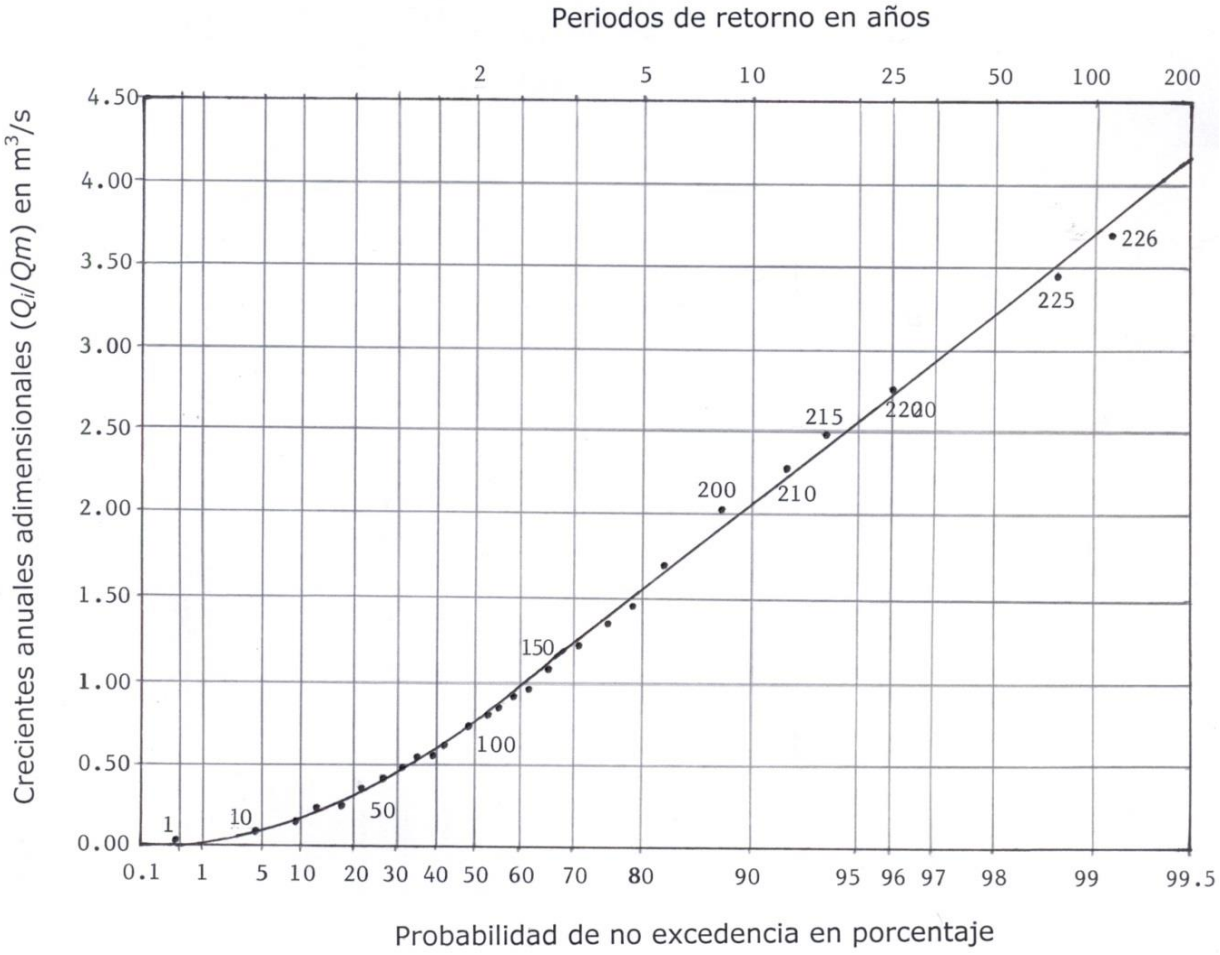


Figura 4. Ajuste de la distribución TCEV al registro concatenado de 227 crecientes anuales adimensionales (Q_i/Qm) integrado en la subregión C de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

También se aplica la Ecuación (2) para definir por tanteos las predicciones (Q^{Tr}/Qm) con probabilidades de no excedencia de 0.80, 0.90, 0.96, 0.98, 0.99 y 0.998 correspondientes a cada subregión. Tales

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

predicciones se citan en cursivas en la Tabla 6 en el renglón de cada subregión.

Tabla 6. Errores relativos del contraste entre predicciones (m^3/s) locales y las del método regional del índice de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Estación hidrométrica	**FDP**	**Periodos de retorno en años**					
		5	**10**	**25**	**50**	**100**	**500**
*Subregión **A***	*$TCEV_{adim}$*	*1.29*	*2.05*	*3.33*	*4.31*	*5.27*	*7.51*
Huites	LP3	4 368	6 679	11 009	15 613	21 776	45 130
	TCEV	4 294	6 823	11 083	14 345	17 540	24 996
	ER	-1.7	2.2	0.7	-8.1	-19.5	-44.6
San Francisco	LP3	2 316	3 390	5 286	7 195	9 635	18186
	TCEV	2 225	3 536	5 743	7 433	9 089	12 952
	ER	-3.9	4.3	8.6	3.3	-5.7	-28.8
Santa Cruz	LP3	1 525	2 274	3 434	4 447	5 583	8 721
	TCEV	1 339	2 127	3 455	4 472	5 468	7 792
	ER	-12.2	-6.5	0.6	0.6	-2.1	-10.7
Jaina	GVE	1 347	2 029	3 309	4 692	6 589	14 199
	TCEV	1 317	2 093	3 399	4 400	5 380	7 666
	ER	-2.2	3.2	2.7	-6.2	-18.3	-46.0
Palo Dulce	LP3	1 674	2 543	3 906	5 107	6 460	10 215

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	TCEV	1 457	2 315	3 760	4 867	5 951	8 481
	ER	-13.0	-9.0	-3.7	-4.7	-7.9	-17.0
Ixpalino	LP3	1 635	2 311	3 410	4 431	5 651	9 450
	TCEV	1 547	2 458	3 993	5 168	6 319	9 004
	ER	-5.4	6.4	17.1	16.6	11.8	-4.7
La Huerta	GVE	1 431	1 718	2 027	2 223	2 393	2 709
	TCEV	1 219	1 937	3 147	4 073	4 981	7 098
	ER	-14.8	12.7	55.3	83.2	108.1	162.0
Chinipas	GVE	1 231	1 626	2 209	2 714	3 283	4 919
	TCEV	1 139	1 810	2 941	3 806	4 654	6 632
	ER	-7.5	11.3	33.1	40.2	41.8	34.8
Subregión ***B***	$TCEV_{adim}$	*1.39*	*2.15*	*3.32*	*4.22*	*5.11*	*7.17*
Tamazula	LP3	779	1 029	1 421	1 777	2 195	3 476
	TCEV	830	1 283	1 982	2 519	3 050	4 280
	ER	6.5	24.7	39.5	41.8	39.0	23.1
Naranjo	LP3	947	1 473	2 323	3091	3 973	6 499
	TCEV	880	1 362	2 103	2 673	3 236	4 541
	ER	-7.1	-7.5	-9.5	-13.5	-18.6	-30.1
Acatitán	GVE	1 227	1 779	2 654	3 459	4 422	7 458
	TCEV	1 130	1 749	2 700	3 432	4 156	5 831
	ER	-7.9	-1.7	1.1	-0.8	-6.0	-21.8
Guamúchil	GVE	948	1 351	2 038	2 717	3 579	6 599

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	TCEV	976	1 510	2 332	2 964	3 589	5 036
	ER	3.0	11.8	14.4	9.1	0.3	-23.7
Choix	LP3	470	668	999	1 317	1 706	2 976
	TCEV	485	750	1 159	1 473	1 783	2 502
	ER	3.2	12.3	16.0	11.8	4.5	-15.9
Badiraguato	LP3	1 405	2 556	5 330	9 061	15 191	48 733
	TCEV	1 702	2 632	4 065	5 167	6 256	8 779
	ER	21.1	3.0	-23.7	-43.0	-58.8	-82.0
Subregión ***C***	$TCEV_{adim}$	*1.56*	*2.07*	*2.72*	*3.19*	*3.67*	*4.76*
El Quelite	LP3	722	1 043	1 519	1 919	2 355	3 506
	TCEV	747	992	1 303	1 528	1 758	2 280
	ER	3.5	-4.9	-14.2	-20.4	-25.4	-35.0
Zopilote	LP3	556	730	926	1 051	1 158	1 352
	TCEV	549	728	957	1 122	1 291	1 675
	ER	-1.3	-0.3	3.3	6.8	11.5	23.9
Chico Ruiz	LP3	341	43-1	515	558	589	629
	TCEV	321	426	560	656	755	979
	ER	-5.9	-1.2	8.7	17.6	28.2	55.6
El Bledal	GVE	401	565	834	1 090	1 404	2 446
	TCEV	451	598	786	922	1 061	1 376
	ER	12.5	5.8	-5.8	-15.3	-24.4	-43.7
Pericos	LP3	354	465	620	745	878	1 222

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	TCEV	391	519	682	800	920	1 194
	ER	10.5	11.6	10.0	7.4	4.8	-2.3
La Tina	GVE	144	229	393	573	824	1 860
	TCEV	164	217	285	335	385	500
	ER	13.9	-5.2	-27.5	-41.5	-53.3	-73.1
Bamícori	GVE	275	416	649	866	1 125	1 913
	TCEV	295	392	515	603	694	901
	ER	7.3	-5.8	-20.6	-30.4	-38.3	-52.9
No. *ER* negativos		12	7	7	10	12	15
ER mínimo negativo		-14.8	-9.0	-27.5	-43.0	-58.8	-82.0
Suma *ER* negativos		-82.9	-42.1	-105.0	-183.9	-278.3	-532.3
No. *ER* positivos		9	14	14	11	9	6
ER máximo positivo		21.1	24.7	55.3	83.2	108.1	162.0
Suma *ER* positivos		81.5	109.3	211.1	238.4	250.0	299.4|
Indicadores de los *ER* del cuadro 4 de Campos-Aranda (2014b)							
No. *ER* negativos		12	13	10	9	7	7
ER mínimo negativo		-12.8	-12.2	-34.1	-49.4	-61.1	-78.9
Suma *ER* negativos		-71.2	-77.8	-128.0	-152.0	-171.7	-219.2
No. *ER* positivos		9	8	11	12	14	14
ER máximo positivo		20.6	21.3	41.3	76.7	122.6	289.1
Suma *ER* positivos		63.7	70.8	176.4	283.7	423.6	915.5

Simbología:

FDP: función de distribución de probabilidades.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$TCEV_{adim}$: distribución TCEV subregional, adimensional.

TCEV: predicción del método del índice de crecientes, m^3/s.

LP3: predicción de la FDP Log-Pearson tipo III, m^3/s.

GVE: predicción de la FDP General de Valores Extremos, m^3/s.

ER: error relativo en porcentaje.

Contraste entre predicciones locales y regionales

En la Tabla 6, las predicciones locales proceden del cuadro 2 de Campos-Aranda (2014b) y se obtuvieron con una de las tres FDP que ajustó, la que condujo al menor error estándar de ajuste (Kite, 1977). Tales FDP aplican bajo precepto y son la Log-Pearson tipo III (LP3), la General de Valores Extremos (GVE) y la Logística Generalizada (LOG). En la Tabla 6, las predicciones regionales se designan TCEV y se obtienen multiplicando las predicciones adimensionales ($TCEV_{adim}$) de cada subregión por el gasto medio anual (*Qm*) tomado de la Tabla 2. Los errores relativos (*ER*) de las predicciones calculadas con el método del índice de crecientes se obtienen con la expresión:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$ER = \frac{(Q^{Tr})_{estim} - (Q^{Tr})_{obser}}{(Q^{Tr})_{obser}} 100 \quad (21)$$

en donde el error relativo se expresa en porcentaje y presenta un valor negativo cuando el gasto regional estimado $(Q^{Tr})_{estim}$ resultó menor que el calculado como predicción local u observado $(Q^{Tr})_{obser}$; cuando conduce a un valor positivo, el gasto regional estimado fue superior al observado.

En los últimos 13 renglones de la Tabla 6 se confrontan los indicadores de los *ER* calculados entre las predicciones locales y las regionales de la distribución TCEV, y los que obtuvo Campos-Aranda (2014b) con el método regional de las estaciones-años y la distribución GVE, aplicado según el enfoque de la región de influencia, que es un procedimiento mucho más complicado. Se detectan las siguientes diferencias; las dos primeras no son preponderantes:

- Respecto al número de los *ER* negativos, los cuales son más importantes, ya que implican una subestimación de predicciones, se observa que es menor en los *Tr* bajos y mayor en los *Tr* altos. Lo anterior es señal de un comportamiento no adecuado.
- En cuatro de los seis *Tr* analizados el *ER* mínimo extremo fue menor, no así su suma, que nuevamente en los *Tr* bajos es menor, pero resulta mayor en los *Tr* altos.

Donde sí hay diferencias apreciables es en los *ER* positivos, principalmente en los *Tr* altos, ya que tanto su número como sus valores

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

extremos y de manera importante las sumas son menores con el método de índice de crecientes.

Estimación de predicciones locales

Esta aplicación del método del índice de crecientes desarrollado se realizará en las cinco estaciones hidrométricas que Campos-Aranda (2013) utilizó para contraste de su gasto medio anual (*Qm*), ya que sus registros, además de ser cortos, son no confiables. Tales estaciones son San Ignacio, Piaxtla, Urique II, Cazanate y Los Molinos.

En la Tabla 7 se exponen sus tamaños de cuenca (*A*) en km^2, su amplitud de registro (*n*) en años y el valor estimado de *Qm* en m^3/s con las ecuaciones empíricas de la referencia citada. Con base en el tamaño de cuencas, las tres primeras estaciones pertenecen a la subregión **A**, Cazanate a la subregión **B** y Los Molinos a la subregión **C**.

Tabla 7. Errores relativos del contraste entre predicciones (m^3/s) locales y las del método regional del índice de crecientes en cinco registros no confiables de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estación hidrométrica	**FDP**	**Periodos de retorno, en años**					
		5	**10**	**25**	**50**	**100**	**500**
Subregión ***A***	$TCEV_{adim}$	*1.29*	*2.05*	*3.33*	*4.31*	*5.27*	*7.51*
San Ignacio	LP3	2 068	2 640	3 525	4 319	5 244	8 040
A = 10 920 km^2 (n = 19)	TCEV	1 975	3 138	5 098	6 598	8 067	11 496
Qm = 1 530.8 m^3/s	*ER*	-52.9	18.9	44.6	52.8	53.8	43.0
Piaxtla	LOG	1 518	2 327	4 076	6 250	9 625	26 565
A = 5 307 km^2 (n = 16)	TCEV	1 314	2 089	3 393	4 391	5 369	7 651
Qm = 1 018.8 m^3/s	*ER*	-13.4	-10.2	-16.8	-29.7	-44.2	-71.2
Urique II	LOG	398	475	583	672	769	1035
A=4000 km^2 (n=19)	TCEV	1 136	1 805	2 932	3 795	4 640	6 613
Qm = 880.5 m^3/s	*ER*	185.4	280.0	402.9	464.7	503.4	538.9
Subregión ***B***	$TCEV_{adim}$	*1.39*	*2.15*	*3.32*	*4.22*	*5.11*	*7.17*
Cazanate	LP3	848	1 298	1 956	2 492	3 052	4 418
A = 1 813 km^2 (n = 19)	TCEV	827	1 219	1 975	2 564	3 039	4 265
Qm = 594.8 m^3/s	*ER*	-2.5	-6.1	1.0	2.9	-0.40	-3.5

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Subregión ***C***	$TCEV_{adim}$	*1.56*	*2.07*	*2.72*	*3.19*	*3.67*	*4.76*
Los Molinos	LOG	219	255	297	328	358	428
A = 501 km^2 (n = 13)	TCEV	468	621	815	956	1 100	1 427
Qm = 299.8 m^3/s	*ER*	113.7	143.5	174.4	191.5	207.3	233.4

Simbología

FDP: función de distribución de probabilidades.

$TCEV_{adim}$: distribución TCEV subregional, adimensional.

TCEV: predicción del método del índice de crecientes, m^3/s.

LP3: predicción de la FDP Log-Pearson tipo III, m^3/s.

LOG: predicción de la FDP Logística Generalizada, m^3/s.

ER: error relativo, en porcentaje.

A: área de cuenca, en km^2.

n: amplitud del registro, en años.

Qm: gasto medio anual, en m^3/s.

Los registros de las cinco estaciones hidrométricas citadas proceden de Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002) y en efecto tienen errores de muestreo evidentes, por ejemplo: (1) el registro de Piaxtla tiene gastos máximos de 6 399 y 3 527 m^3/s, que son superiores a los de San Ignacio de 4 020 y 3 075 m^3/s. Lo anterior se supone incorrecto, pues la estación Piaxtla tiene un área de cuenca menor de la mitad de San Ignacio; (2) en la estación Urique II, con un tamaño de cuenca de 4 000 km^2, su gasto

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

máximo es de 716 m^3/s y su *Qm* de 302.6 m^3/s, ambos datos se consideran bastante bajos; (3) algo similar ocurre en Los Molinos, con un máximo de 273 m^3/s y un *Qm* de 159.2 m^3/s.

Antes del análisis probabilístico de los registros de las cinco estaciones hidrométricas seleccionadas, se les aplicó el test de Wald-Wolfowitz (Bobée & Ashkar, 1991; Rao & Hamed, 2000; Meylan *et al*., 2012), para verificar que están integrados por datos independientes y que son estacionarios. La estimación de las predicciones locales se llevó a cabo ajustando las distribuciones Log-Pearson tipo III (Bobée & Ashkar, 1991), General de Valores Extremos y Logística Generalizada (Hosking & Wallis, 1997). La selección de predicciones locales en cada registro se hizo de manera subjetiva, aceptando las representativas en los periodos de retorno de 100 y 500 años. Tales predicciones se indican en la Tabla 7, en el renglón donde aparece el nombre de cada estación hidrométrica.

Las predicciones regionales se tienen en el renglón de la distribución TCEV y proceden de multiplicar *Qm* por los valores adimensionales de cada subregión ($TCEV_{adim}$). Finalmente, en el último renglón de cada estación hidrométrica se tienen los errores relativos (*ER*) evaluados según la Ecuación (21).

En la estación Cazanate, las predicciones locales y las regionales coinciden. En la Estación Piaxtla, las predicciones regionales tienen *ER* por déficit, pero posiblemente las predicciones locales están elevadas por la presencia de sus valores dispersos máximos. Lo contrario ocurre en las estaciones Urique II, Los Molinos y San Ignacio, cuyos *ER* por exceso en

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el periodo de retorno de 500 años ascienden al 538.9, 233.4 y 43.0 %, respectivamente. Al tomar en cuenta que los registros procesados son cortos y no confiables, las predicciones regionales se consideran más exactas.

Conclusiones

El procedimiento del método regional del índice de crecientes, expuesto y aplicado usando la distribución TCEV (*two-component extreme value*) como modelo probabilístico regional es mucho más simple que el enfoque de la región de influencia, y conduce a predicciones bastante aproximadas por déficit y más exactas por exceso, según los errores relativos evaluados contra las predicciones locales, los cuales se contrastaron en el final de la Tabla 6.

Además, el procedimiento expuesto permite el contraste entre las predicciones regionales y las locales de registros cortos o no confiables para disponer de *crecientes de diseño* más exactas, como se mostró en la Tabla 7.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 87-141. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-03

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El ajuste de la distribución TCEV con el método numérico de sustituciones sucesivas no ofreció dificultades computacionales ni al inicio ni para converger, por lo cual se recomienda su aplicación con el esquema expuesto, con base en las ecuaciones (11) a (16).

Expuestas las tres ventajas anteriores, se recomienda la aplicación sistemática del método del índice de crecientes con la distribución TCEV como modelo poblacional en otras regiones hidrológicas del país, para obtener las predicciones adimensionales (Q^{Tr}/Qm) que permiten estimar *crecientes de diseño* en cuencas sin datos hidrométricos, haciendo uso de relaciones regionales $Qm = f(A)$.

Agradecimientos

Se agradece al árbitro anónimo D la revisión exhaustiva del texto, cuyas correcciones permitieron eliminar errores ortográficos y mejorar la redacción. Por recomendación del árbitro anónimo F, se incluyó la Figura 1, que muestra la ubicación de la Región Hidrológica No. 10 en México.

Referencias

Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57-71.

Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology*. Littleton, USA: Water Resources Publications.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Boni, G., Parodi, A., & Rudari, R. (2006). Extreme rainfall events: Learning from rain gauge time series. *Journal of Hydrology*, 327(3-4), 304-314.

Burn, D. H. (1997). Catchment similarity for regional flood frequency analysis using seasonality measures. *Journal of Hydrology*, 202(1-4), 212-230.

Burn, D. H. (1990). Evaluation of regional flood frequency analysis with a region of influence approach. *Water Resources Research*, 26(10), 2257-2265.

Campos-Aranda, D. F. (2014a). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. 1: índices de estacionalidad y regiones de influencia. *Agrociencia*, 48(2), 147-158.

Campos-Aranda, D. F. (2014b). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. 2: contraste de predicciones locales y regionales. *Agrociencia*, 48(3), 255-270.

Campos-Aranda, D. F. (2013). Estimación de la creciente media anual en la Región Hidrológica No. 10 de México con base en ecuaciones de regresión potencial. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(4), 563-574.

Campos-Aranda, D. F. (2002). Ajuste de la distribución TCEV por medio de optimización numérica no restringida. En: XVII Congreso Nacional de Hidráulica. Monterrey, N. L. (pp. 527-532). *Avances en*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hidráulica (9). México, DF, México: Asociación Mexicana de Hidráulica.

Cannarozzo, M., D'Asaro, F., & Ferro, V. (1995). Regional rainfall and flood frequency analysis for Sicily using the two-component extreme value distribution. *Hydrological Sciences Journal*, 40(1), 19-40.

Cunderlik, J. M., & Burn, D. H. (2002). The use of flood regime information in regional flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 47(1), 77-92.

Cunnane, C. (1988). Methods and merits of regional flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 100(1-3), 269-290.

Chow, V. T. (1964). Statistical and Probability Analysis of Hydrologic Data. Section 8-I: Frequency Analysis. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 8.1-8.42). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.

Dalrymple, T. (1960). Flood frequency analysis. *Water supply paper* 1543-A. Reston, USA: U. S. Geological Survey.

Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2002). Apéndice A. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 281-298). México, DF, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Ferro, V., & Porto, P. (2006). Flood frequency analysis for Sicily, Italy. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 110-122.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Fiorentino, M., Gabriele, S., Rossi, F., & Versace, P. (1987). Hierarchical approach for regional flood frequency analysis (pp. 35-49). In: Singh, V. P. (ed.). *Regional flood frequency analysis*. Dordrecht, The Netherlands: Reidel Publishing Company.

Fiorentino, M., Versace, P., & Rossi, F. (1985). Regional flood frequency estimation using the two-component extreme value distribution. *Hydrological Sciences Journal*, 30(1), 51-64.

Francés-García, F. (1995). *Utilización de la información histórica en el análisis regional de las avenidas*. Nomografía No. 27 del CIMNE. Barcelona, España: Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería.

Gupta, V. K., Mesa, O. J., & Dawdy, D. R. (1994). Multiscaling theory of flood peaks: Regional quantile analysis. *Water Resources Research*, 30(12), 3405-3421.

Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Chapter 1: Regional frequency analysis. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 1-13). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Houghton, J. C. (1978). Birth of a parent: The Wakeby distribution for modeling flood flows. *Water Resources Research*, 14(6), 1105-1109.

Kite, G. W. (1977). Chapter 12: Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2008). Theme 5.9: Identification and accommodation of outliers. In: *Applied statistics for civil and environmental engineers* (pp. 305-312) (2nd ed.). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Kumar, P., Guttarp, P., & Foufoula-Georgiu, E. (1994). A probability weighted moment test to assess simple scaling. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*, 8(3), 173-183.

Machiwal, D., & Jha, M. K. (2012). Chapter 4: Methods for time series analysis. In: *Hydrologic time series analysis: Theory and practice* (pp. 51-84). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

Matalas, N. C., Slack, J. R., & Wallis, J. R. (1975). Regional skew in search of a parent. *Water Resources Research*, 11(6), 815-826.

Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). *Predictive hydrology. A frequency analysis approach*. Boca Raton, USA: CRC Press.

Mujumdar, P. P., & Nagesh-Kumar, D. (2012). *Floods in a changing climate. Hydrologic modeling*. Cambridge, UK: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.

Ouarda, T. B. M. J. (2017). Regional flood frequency modeling. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 77.1-77.8) (2nd ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.

Potter, W. D. (1958). Upper and lower frequency curves for peak rates of runoff. *EOS. Transactions of AGU*, 39(1), 100-105.

Rahman, A., Haddad, K., & Eslamian, S. (2014). Regional flood frequency analysis. In: Eslamian, S. (ed). *Handbook of engineering hydrology:*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Modeling, climate change and variability (pp. 451-469). Boca Raton, USA: CRC Press.

Ramírez-Orozco, A. I., Gutiérrez-López, A., & Ruiz-Silva, H. L. (2009). Análisis de la ocurrencia en el tiempo de los gastos máximos en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 24(1), 115-124.

Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8: Tests on hydrologic data. In: *Flood frequency analysis* (pp. 12-21). Boca Raton, USA: CRC Press.

Rossi, F., Fiorentino, M., & Versace, P. (1984). Two-component extreme value distribution for flood frequency analysis. *Water Resources Research*, 20(7), 847-856.

Wiltshire, S. E. (1986). Regional flood frequency analysis I: Homogeneity statistics. *Hydrological Sciences Journal*, 31(3), 321-333.

WMO, World Meteorological Organization. (1971). Annexed III: Standard tests of significance to be recommended in routine analysis of climatic fluctuations. In: *Climatic Change* (pp. 58-71) (Technical Note No. 79). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization. Reprinted edition.

Zrinji, Z., & Burn, D. H. (1996). Regional flood frequency with hierarchical region of influence. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(4), 245-252.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

Artículos

Determinación de la geometría del basamento hidrogeológico en la Cuenca Interserrana mediante SEV

Geometry determination of the hydrogeologic basement in the Interserrana Basin through VES

Gaston Mendoza-Veirana[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1030-8485

Santiago Perdomo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0957-6068

Jerónimo Ainchil[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9075-4698

[1]Ghent University, Faculty of Bioscience Engineering, Department of Environment, Ghent, Belgium/Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Buenos Aires, Argentina, gaston.mendozaveirana@ugent.be

[2]Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires, Centro de Investigaciones y Transferencia del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires, Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina, sperdomo@comunidad.unnoba.edu.ar

[3]Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Buenos Aires, Argentina, jero@fcaglp.unlp.edu.ar

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autor para correspondencia: Gaston Matias Mendoza-Veirana, mendoveirana@gmail.com

Resumen

El presente trabajo muestra una exploración geoeléctrica del sector suroeste de la Cuenca Interserrana en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Debido a la relativa escasez de estudios regionales llevados aquí, un entendimiento más detallado de sus estructuras geológicas y acuíferos conforma un importante aporte al abordar desafíos ambientales y productivos que tienen lugar en la zona. El objetivo propuesto es obtener una sección de la profundidad del basamento hidrogeológico resistivo. Para cumplir con el objetivo desarrollamos un modelo consistente en la inversión 1D de 49 SEV Schlumberger distribuidos uniformemente a lo largo de una ruta de 139 km. El proceso de inversión fue con un *software* específico que implementa el algoritmo de Zohdy (1989) para la solución del problema directo e inverso. El paso de los 49 perfiles unidimensionales de resistividad verdadera a la sección continua se llevó a cabo usando una técnica de interpolación de *machine learning*. También se muestra un análisis de incertidumbre que reveló una correlación lineal entre esta misma característica y la profundidad obtenida para el basamento resistivo. Esta tendencia nos permitió establecer un criterio de confianza en cada valor de profundidad verdadera de basamento. Finalmente ofrecemos una interpretación geológica de los resultados y su correspondencia con los trabajos antecedentes.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: hidrogeología, resistividad, acuífero, incertidumbre, interserrana, bosques aleatorios.

Abstract

This paper shows a geoelectric exploration of the southwest sector of the Interserrana Basin, Province of Buenos Aires, Argentina. Due to the relative scarcity of regional studies carried out in the zone, a more detailed understanding of its geological structures and aquifers makes an important contribution to addressing environmental and productivity challenges. The objective is to obtain a depth section of the resistive hydrogeological basement. To meet our objective, we developed a model consisting of the 1D inversion of 49 Schlumberger VES, distributed uniformly along a 139 km route. The inversion process was performed with specific software which implements Zohdy's algorithm (Zohdy, 1989) for the solution of direct and inverse problems. The transition from the 49 one-dimensional inverted profiles to a continuous section was carried out using a machine learning interpolation technique. An uncertainty analysis is also presented, which revealed a correspondence between this feature and the depth obtained for the resistive basement. This trend allowed us to establish a reliability criterion at each true basement-depth value. Finally, we offer a geological interpretation of our results and their correspondence with previous geological research.

Keywords: Hydrogeology, resistivity, aquifer, uncertainty, Interserrana, random forest.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 30/10/2020

Aceptado: 28/04/2021

Introducción y objetivos

El flujo subterráneo en acuíferos poco profundos forma parte del ciclo hidrológico, y resulta afectado en su variabilidad por efecto de procesos de recarga e intervención humana (Poland, 1984). Los niveles subterráneos de numerosos acuíferos del mundo han experimentado una tendencia decreciente durante los últimos años y ello se debe por lo general al bombeo de agua subterránea a un mayor ritmo que la recarga (Barends, Brouwer, & Schröder, 1995).

La Cuenca Interserrana (CI) es una cuenca geológica comprendida entre las sierras de Tandilia al noreste (NE) y Ventania al suroeste (SO), provincia de Buenos Aires, Argentina. Las características de suelo y clima en esta zona generan condiciones especiales para la producción agropecuaria, que es una de las más productivas del país. Esta actividad es altamente dependiente de la disponibilidad del recurso hídrico tanto superficial como subterráneo (Llambías & Prozi, 1975; Kruse, 1993; Kruse, Varela, Laurencena, & Deluchi, 1998; Campo-de-Ferreras & Piccolo, 2002; Quiroz-Londoño, Martínez, & Massone, 2012). A pesar de que existen estudios de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

exploración geoeléctrica en la zona (Weinzettel, Varni, & Usunoff, 2005; Quiroz-Londoño, Martínez, Massone, Bocanegra, & Ferrante,2006; Varni, Weinzettel, & Usunoff, 2010; Giaconi, Amboni, & Giaconi, 2014; Sierra, Weinzettel, Dietrich, Bea, & Cacciabue, 2016) son más bien locales y los estudios regionales son escasos (Weinzettel & Varni, 2007), centrados principalmente en la cuenca de Claromecó, comprendida en la CI. Perforaciones profundas que alcancen el basamento son insuficientes para realizar una caracterización adecuada de la disponibilidad de reservas de agua subterránea. En este sentido, los estudios geofísicos resultan una herramienta fundamental para el estudio regional.

Para explorar las variaciones de profundidad del basamento hidrológico impermeable que limita los sistemas acuíferos se realizaron 49 sondeos eléctricos verticales (SEV) en modalidad Schlumberger. Resulta de vital interés la aplicación de esta técnica debido al contraste de resistividad que pudiera existir entre el basamento consolidado y formaciones sedimentarias. Además de conformar evidencia contrastable, reproducible y de conocida confiabilidad, el SEV es un método relativamente económico frente a la ejecución de perforaciones exploratorias. Los sondeos se hicieron a lo largo de una ruta de 139 km, e invertidos con el *software SEV's* (Nigro & Perdomo, 2017) para inferir la profundidad del basamento con una tolerancia del *root mean square error* (RMSE) menor o igual al 5 %, lo cual ha permitido obtener una sección geoeléctrica interpolada mediante el algoritmo de *machine learning* llamado bosques aleatorios (Breiman, 2001).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Zona de estudio e hidrogeología

La zona de estudio (Figura 1) corresponde a un perfil de 139 km de largo en la provincia de Buenos Aires, Argentina, sobre la cual se realizaron 49 SEV, con distancias entre dos y cuatro kilómetros de separación entre cada uno (37 ° 59 '- 38 ° 38' sur y 60 ° 04 '- 60 ° 55' oeste). Dicho perfil está en la porción suroeste de la CI, comprendiendo las localidades de Gonzales Cháves al norte, Tres Arroyos al centro y cercanías de José Guiasola al suroeste.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

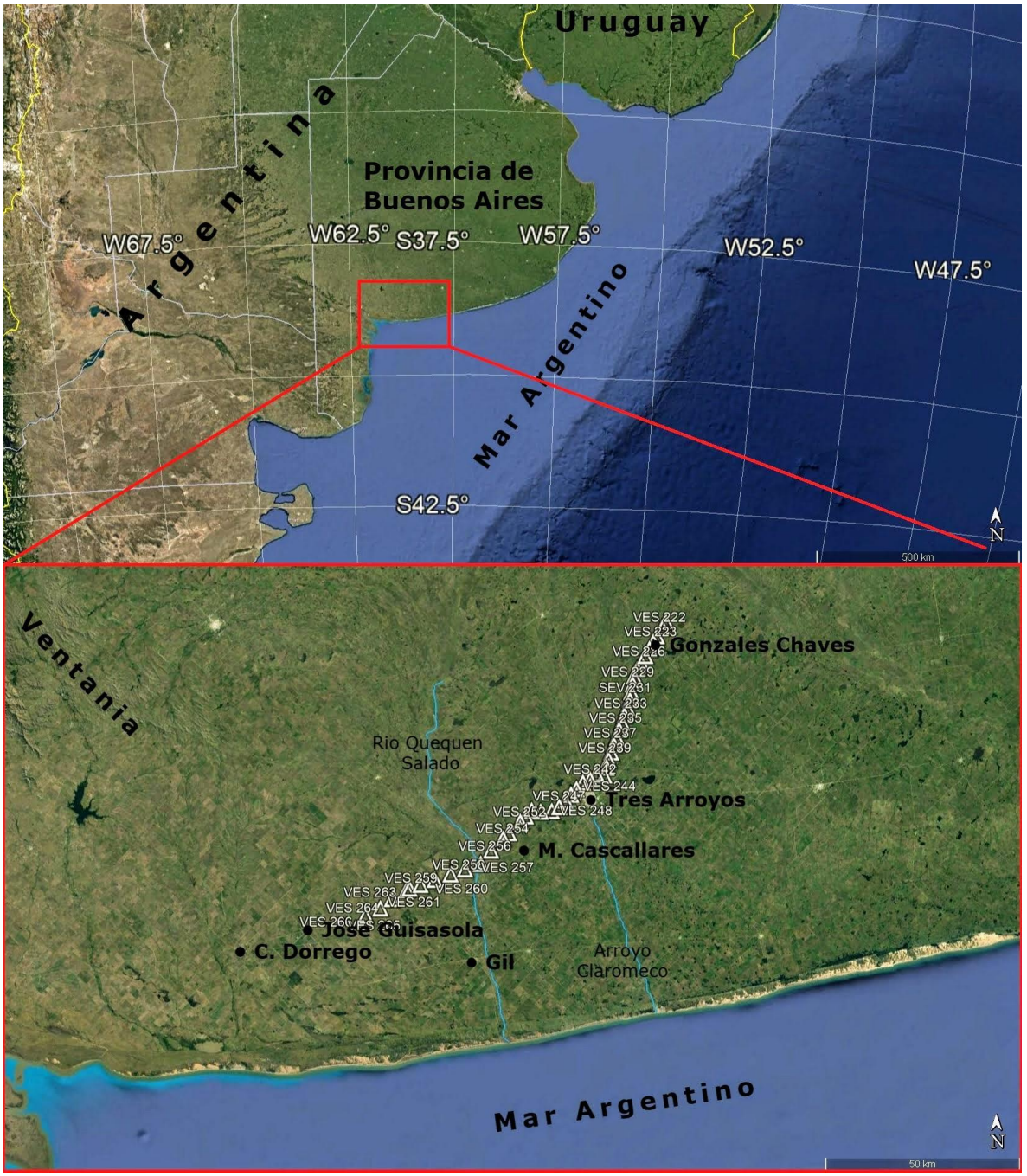


Figura 1. Cada ícono blanco representa las coordenadas de un SEV realizado. Se incluyen las principales ciudades y referencias geográficas.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Desde el punto de vista hidrogeológico podemos distinguir cuatro grandes secciones: basamento impermeable paleozoico; sección Hipoparaniana (formación Olivos); sección Paraniana (formación Paraná), y sección Epiparaniana (Sala, 1975; Hernández, Filí, Auge, & Ceci, 1979). En cuanto a la explotación de los acuíferos, el Epiparaniano constituye un acuífero multiunitario, cuyo horizonte superior productivo es freático. La capa freática o libre es la principal fuente de aprovechamiento tanto para uso agropecuario como para abastecimiento de la mayoría de los pequeños poblados; en las poblaciones más importantes se han hecho perforaciones a niveles productivos más profundos (algunos semiconfinados) (Sala & Cavalié, 1993); esto último también con el objetivo de reducir el riesgo de contaminación más común que se produce en las capas superficiales debido a la acción antrópica (Weinzettel *et al*., 2005).

De acuerdo con García (1969), González (2005), Harrington (1970), Terraza y Deguillén (1973), Weinzettel y Varni (2007) el basamento aflora en sectores próximos a la localidad de Gonzales Cháves, y se identifica como una roca paleozoica de esquisto cuarzoso-arcilloso. Conforme nos acercamos a la costa marina, la profundidad del mismo crece tomando valores en la escala de cientos de metros.

La sección Hipoparaniana es muy acotada en espesor. Está integrada por intercalaciones de areniscas finas arcillosas y arcillas pardo-rojizas; se dispone sobre discordancia angular sobre las cuarcitas, siendo su superficie de erosión sobre la que se asienta la sección Paraniana. Desde el punto de vista hidrogeológico se considera a esta sección como acuitarda con intercalaciones acuíferas, pero con

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua de alta salinidad (Hernández *et al*., 1979; Sala & Cavalié, 1993).

La sección Paraniana incluye depósitos marinos, limitada verticalmente por superficies de discordancia erosiva. Son arcillas, areniscas arcillosas y arenas finas algo yesíficas, verde-grisáceas y azuladas, con fósiles marinos (Sala, 1975). En Gil hay 45 m de arenas finas sobre 247 m de arcillas compactas, vinculando a la sección directamente con la Epiparaniana (Sala & Cavalié, 1993).

La sección Epiparaniana está constituida por depósitos araucanos (areniscas arcillosas y finamente calcáreas), pampeanos (limos arenosos loessoides), postpampianos, médanos, aluvios y suelos; los dos primeros resultan de interés hidrológico (Hernández *et al*., 1979).

En cuanto a perforaciones exploratorias, se ha identificado un solo pozo exploratorio en las cercanías de la zona de estudio, más precisamente en ciudad de Gil (Dirección Nacional de Geología y Minería, 1970), a partir del cual se ha construido una columna estratigráfica (Figura 2) donde se identifican las cuatro secciones hidrogeológicas ya mencionadas. El mismo registro de pozo muestra análisis químicos, entre los que destaca la salinidad de las distintas formaciones sedimentarias, revelando la mayor concentración de cloruro de sodio en la sección interpretada como Hipoparaniana. Finalmente, respecto al basamento objetivo, y a pesar de la escasez de información geoeléctrica en la zona, se cuenta entonces con un único estudio geoeléctrico regional conocido a la fecha (ver Figura 4 en Weinzettel & Varni, 2007), además del dato certero de la ubicación del basamento esquisto-cuarzoso a 426 m sobre la boca del pozo en la ciudad de Gil, y una descripción sobre la geología regional (Ramos,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1999; ver Figura 10) que muestra sedimentos terciarios depositados sobre depósitos neopaleozoicos con tendencia de profundización hacia el SO en su contexto estructural.

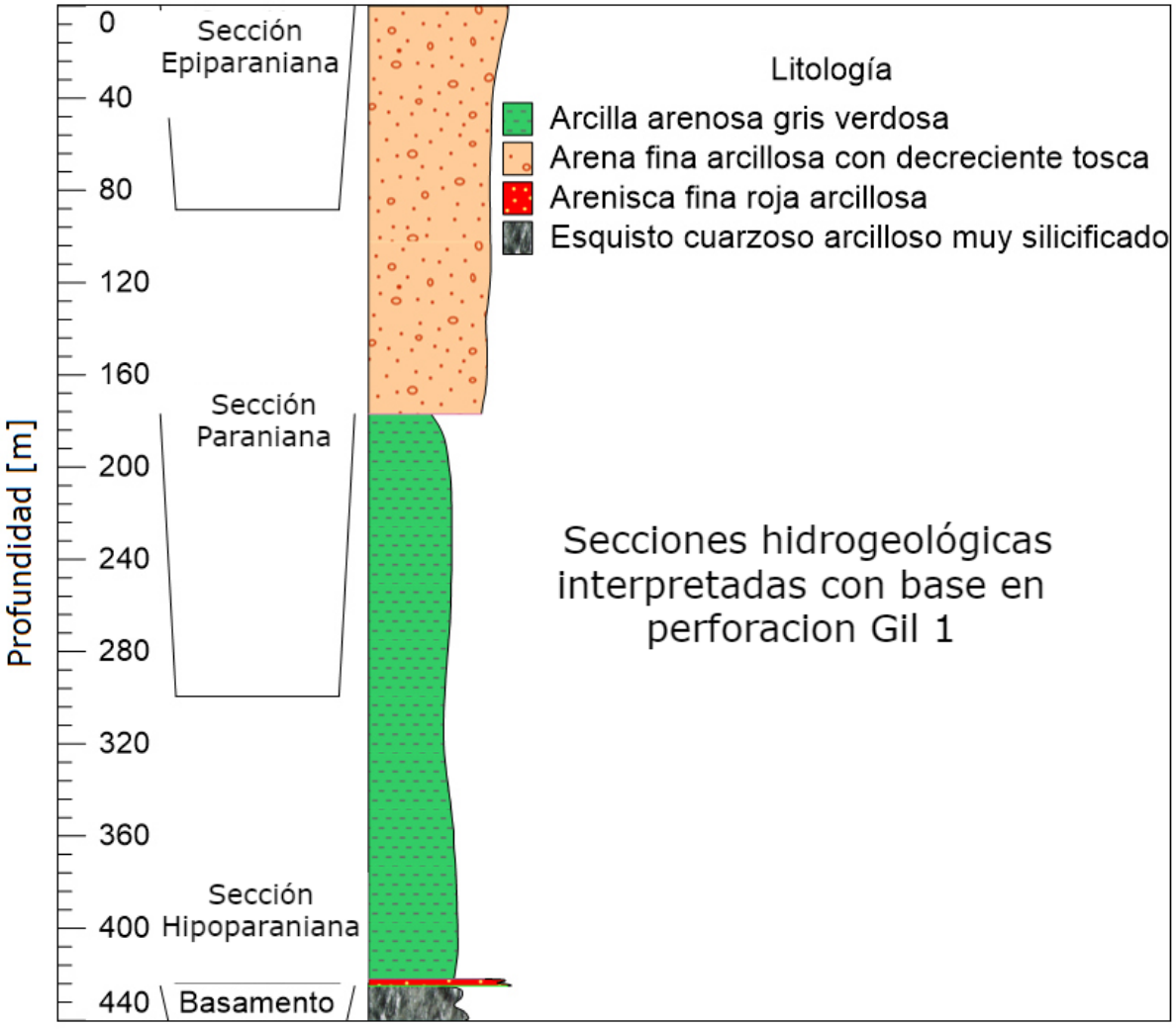


Figura 2. Interpretación de las secciones hidrogeológicas basado en perforación de pozo Gil 1 (Dirección Nacional de Geología y Minería, 1970). El basamento solo es alcanzado menos de un metro en el fondo de la perforación, aquí se muestra extendido.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Metodología

Como es usual al modelar el subsuelo mediante SEV, se asume que las capas bajo el punto central del arreglo son discretas planas, homogéneas e isótropas, paralelas e infinitas lateralmente de resistividad constante. Los sondeos medidos se hicieron en la modalidad tetraelectródica Schlumberger. Para cada SEV, la distancia máxima AB/2 varía entre 100 y 500 m, dependiendo de los valores observados de la curva de resistividad aparente (CRAO) en campo. Se utilizó como criterio que cuando al menos tres valores de resistividad aparente alcancen la asíntota de 45 grados de inclinación se considera que el contraste observado es suficiente para inferir la presencia del basamento resistivo (objetivo) y por tanto la apertura AB/2 es suficiente para interpretarlo (Orellana, 1982). El procesamiento de los datos se realizó con el *software SEV's* (Nigro & Perdomo, 2017), que implementa el algoritmo de Zohdy (1989) para la resolución del problema inverso. Este último utiliza el método de convolución y teoría de filtrado digital (Johansen, 1975), basado en la solución de Stefanesco, Schlumberger y Schlumberger (1930); se calcula la transformada de resistividad mediante el algoritmo de Sunde (1949). El número de capas verdaderas se redujo manualmente mediante el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

método de Dar Zarrouk (Maillet, 1947), de forma que la diferencia entre la CRAO y la curva de resistividad aparente calculada (CRAC) tenga una tolerancia de RMSE = 5 %. Debido a los antecedentes geológicos, observaciones de pozo y los contrastes de resistividades medidos para el basamento hidrogeológico, se fijó un valor de 100 Ohm.m. Este valor es un orden de magnitud superior a la resistividad aparente observada de los sedimentos por encima del basamento; esta hipótesis permite explicar el crecimiento asintótico a 45 grados para una CRAO cuando se alcanza un basamento resistivo (Orellana, 1982).

A pesar de existir métodos de inversión de SEV mediante redes neuronales artificiales que han mostrado su superior capacidad de ajuste en comparación con el algoritmo de Zohdy (1989) para soluciones automáticas (Maiti, Gupta, Erram, & Tiwari, 2011; Raj, Srinivas, Oliver, & Muthuraj, 2014), se ha optado por la última opción debido a que permite un ajuste manual de las capas mediante el método de Dar Zarrouk (Maillet, 1947); el objetivo del trabajo está centrado en la exploración e interpretación geológica de los resultados. Además, la no unicidad de la solución del problema inverso, sumado al hecho de que las diferencias en la curva de resistividad verdadera (CRV) ajustadas por el algoritmo de Zohdy (1989) o las redes neuronales artificiales son realmente mínimas en comparación con las restricciones que tienen nuestros modelos al haber introducido hipótesis geológicas.

Interpolación

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Al obtener una CRV para cada SEV se representa de forma unidimensional la distribución de resistividad bajo el centro del arreglo. Esta distribución en forma de perfil motiva a interpolar las profundidades obtenidas, de forma que nuestro modelo pase a ser una secuencia de 49 observaciones unidimensionales discretas a una sección continua. Con base en Prasad, Iverson y Liaw (2006); Li, Heap, Potter y Daniell (2011); Thessen (2016), y Nussbaum *et al*. (2018), el algoritmo más adecuado para realizar esta tarea es los bosques aleatorios (BA), perteneciente a la familia de métodos de ensamble del *machine learning*. Los bosques aleatorios en modo de regresión se basan en promediar las soluciones de una serie de árboles de decisión (Breiman, 2001; Louppe, 2014). Los procedimientos para entrenar, testear y elegir parámetros que minimizan los errores de predicción pueden verse en Hastie, Tibshirani y Friedman (2009); Domingos (2012); Mehta *et al*. (2019). El código implementado fue escrito en *Python*, implementando BA con la librería *Scikit Learn* (Pedregosa *et al*., 2011) y sus módulos para la implementación de ensambles (https://scikit-learn.org/stable/modules/generated/sklearn.ensemble.RandomForestRegressor.html).

Incertidumbre

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dado que las soluciones al problema inverso no son únicas dentro de la tolerancia propuesta, existen varias CRV que se pueden proponer como solución a cada SEV. La profundidad a la cual se modela el basamento con el menor RMSE se denomina profundidad óptima de basamento (POB). Entonces, dado un SEV particular y su POB, es posible aumentar o reducir la profundidad estimada del basamento hasta obtener RMSE = 5 %. Si se toma la mayor de estas dos distancias y se calcula su porcentaje respecto a la POB, se obtiene la incertidumbre máxima porcentual (IMP). La IMP es entonces una medida de cuánto es posible variar la profundidad verdadera del basamento relativa a la POB dentro de la tolerancia aceptada. Una baja IMP indica que hay mayor confiabilidad en la POB, mientras que el caso contrario indica mayor incertidumbre.

Resultados

Bajo la metodología e hipótesis expuestas en la sección anterior, 46 de los 49 SEV se pudieron resolver dentro de la tolerancia propuesta (RMSE $\leq$ 5 %). Los SEV 263 y 264 poseen buen ajuste a altas

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

profundidades, pero en los primeros 50 metros presentan altas variaciones de resistividad debido presumiblemente a la presencia de tosca, lo cual no permitió un ajuste dentro de la tolerancia; pero debido a que el objetivo es más profundo (500 y 430 metros, respectivamente, tomado desde la superficie) se incluyen estos sondeos en los resultados. Por último, la curva de campo del SEV 229 presentó algunas variaciones en los primeros tramos de la curva que resultan en un ajuste levemente superior a la tolerancia prefijada.

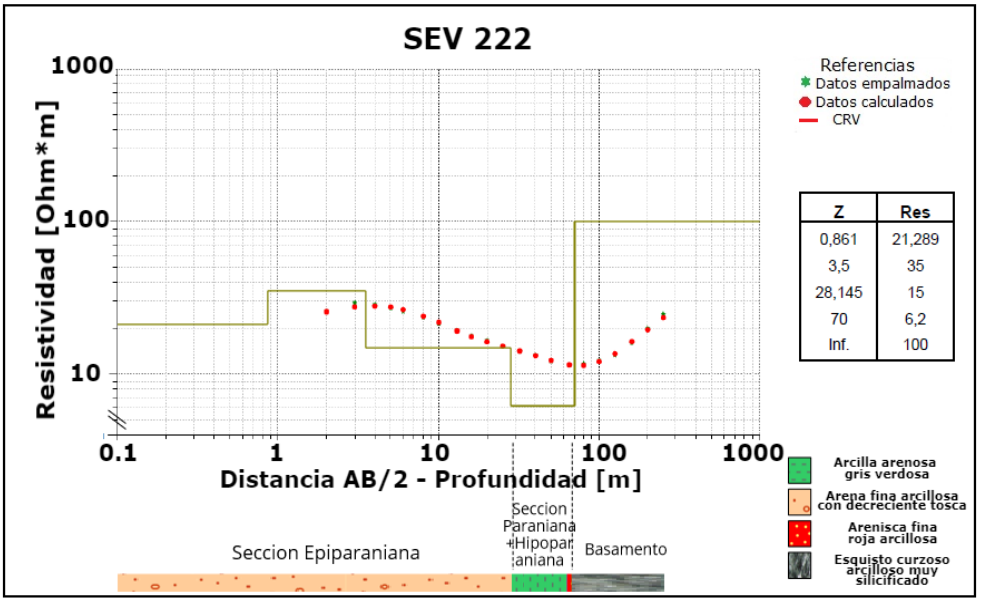
La Figura 3 muestra dos curvas características de la zona explorada junto a su interpretación hidrogeológica. Como se ha argumentado, con base en la homogeneidad de la zona geológica se ha respetado la resistividad de 100 Ohm*m para el basamento resistivo en todos los casos. Este hecho nos lleva a modelar al basamento de forma más bien superficial en la medida que la CRAO tiende a los 45 grados, como es el caso de Figura 3A; y basamentos más profundos, incluso cercanos al AB/2 máximo en zonas donde la CRAO crece levemente, como es el caso de la Figura 3B.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A)

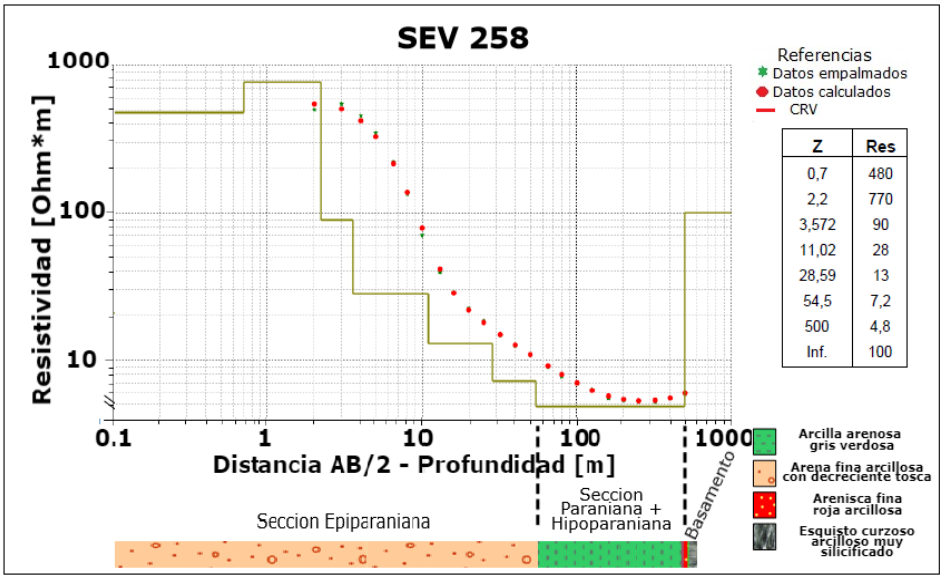
AB/2	RA calc	RA obs
2	25,73	25,918
3	27,596	29,452
4	28,037	28,917
5	27,562	26,989
6	26,585	25,918
8	24,141	23,562
10	21,857	21,42
13	19,309	19,492
16	17,667	17,993
20	16,319	16,815
25	15,276	15,315
32	14,253	14,2
40	13,318	13,5
50	12,395	12,2
65	11,588	11,6
80	11,464	11,8
100	12,108	12,4
125	13,669	13,4
160	16,398	16
200	19,629	20,1
250	23,483	24,9



RMSE = 2.673 Lat = -37° 58,575' Long = -60° 3,60822' Top = 202 [m]

B)

AB/2	RA calc	RA obs
2	550,681	501,952
3	507,349	550,56
4	422,375	458,304
5	330,812	350,176
6,5	216,014	221,216
8	137,976	134,912
10	78,661	70,432
13	41,401	39,581
16	28,43	28,966
20	21,815	22,518
25	17,942	18,352
32	14,847	14,7
40	12,665	12,4
50	10,867	10,8
65	9,101	8,9
80	7,947	7,7
100	6,955	6,9
125	6,218	6,3
160	5,676	5,5
200	5,396	5,3
250	5,279	5,2
320	5,321	5,2
400	5,534	5,5
500	5,966	5,9



RMSE = 4.476 Lat = -38º 32,24718' Long = -60º 3,60822' Top = 91 [m]

Figura 3. Datos observados (CRAO), calculados (CRAC), CRV e interpretación hidrogeológica para los SEV 222 (A) y 258 (B)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

característicos de la sección en el sector NE y SO, respectivamente. Notar que la escala horizontal es logarítmica también para las secciones hidrogeológicas.

El promedio general de ajuste es de RMSE = 3.78 % sobre todos los SEV. Los resultados se visualizan en la Figura 4. En el sector noreste, el basamento se encuentra más próximo a la superficie, comienza en 170 msnm y continúa con una profundización irregular que alcanza los -480 msnm en el sector suroeste.

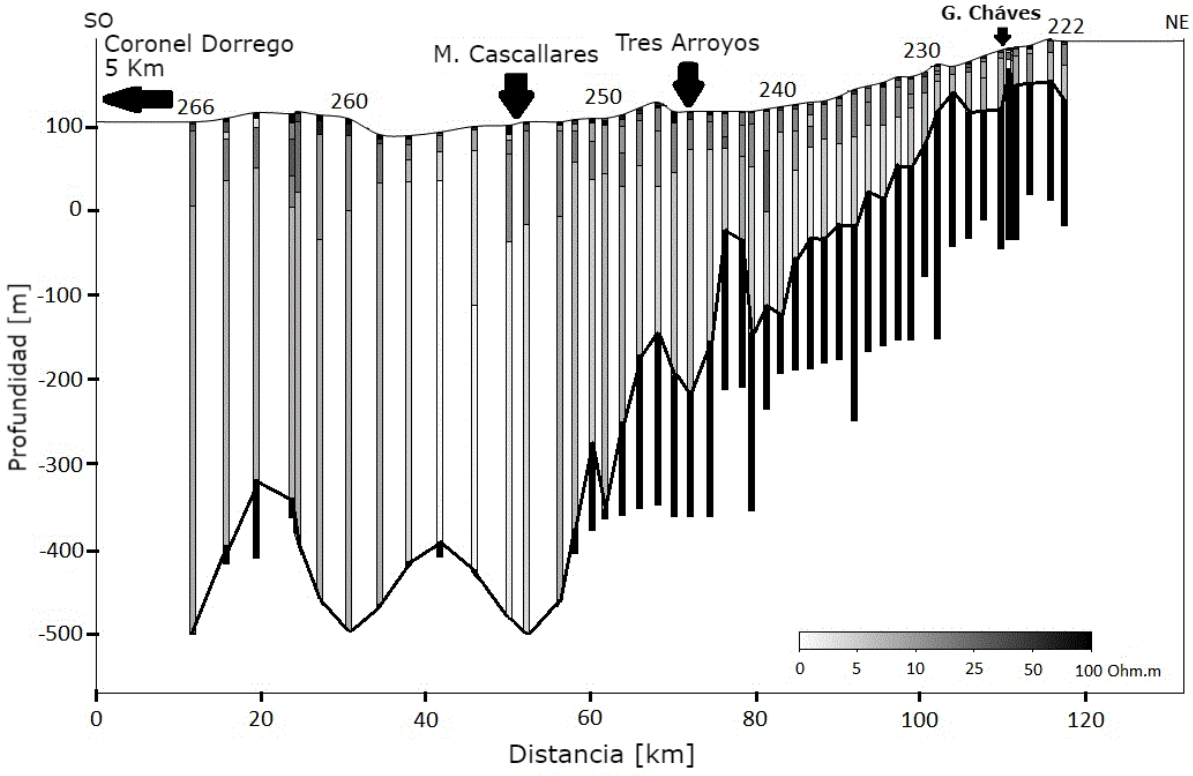


Figura 4. Resultados de los 49 SEV con sus referencias regionales, resistividad y profundidad. La curva negra representa la profundidad

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

modelada para el basamento resistivo.

Sección continua

El ajuste del algoritmo BA ha sido muy bueno, los errores de entrenamiento y testeo rondan el 96 % (reducción de la varianza). Los parámetros elegidos son los que minimizan el error esperado de testeo, promediado sobre cien particiones aleatorias 80-20 de los datos originales. A continuación detallamos los parámetros óptimos que hemos hallado y utilizado en la aplicación del algoritmo: sólo latitud y longitud como variables de entrenamiento, profundidad de árboles sin poda, dos muestras mínimas y sólo una característica considerada por nodo. Como es usual por defecto en *Scikit Learn* (Pedregosa *et al*., 2011), se han utilizado 500 árboles en el bosque. La Figura 5 muestra en naranja las interpolaciones de profundidad de basamento obtenidas mediante SEV.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

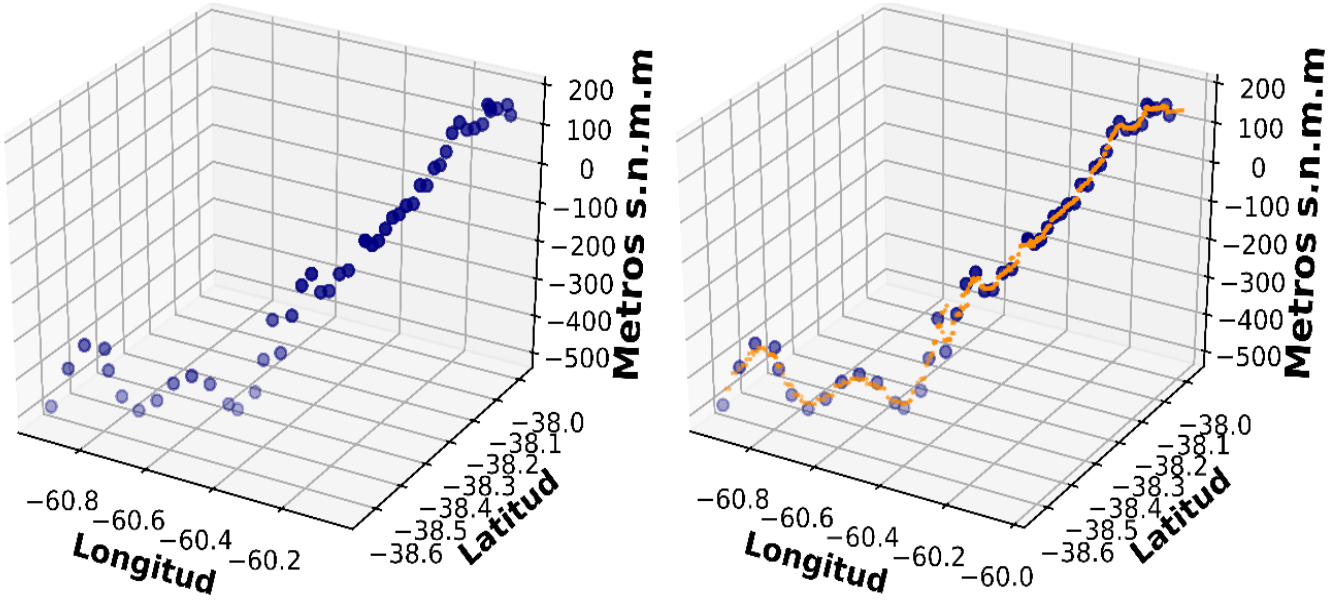


Figura 5. Representación tridimensional de las profundidades del basamento obtenidas por SEV. La imagen izquierda muestra en azul dichas alturas tomadas desde el elipsoide de referencia. La imagen derecha agrega en naranja los valores interpolados mediante la implementación óptima de BA.

Análisis de incertidumbre

Tal como fuera descrito en la sección de incertidumbre, se procedió a calcular la IMP de cada SEV. A modo de ejemplo, en la Figura 6 se puede ver parte de la interfaz del *software SEV's*; se calculan las diferencias de profundidad respecto a la POB (270 m) del SEV 248. Si

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

proponemos el basamento a 250 o 320 m alcanzamos la tolerancia propuesta. Tomamos la diferencia entre la POB y 320 m por ser la máxima, así obtenemos una IMP de 18 % (270 m ± 50 m).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

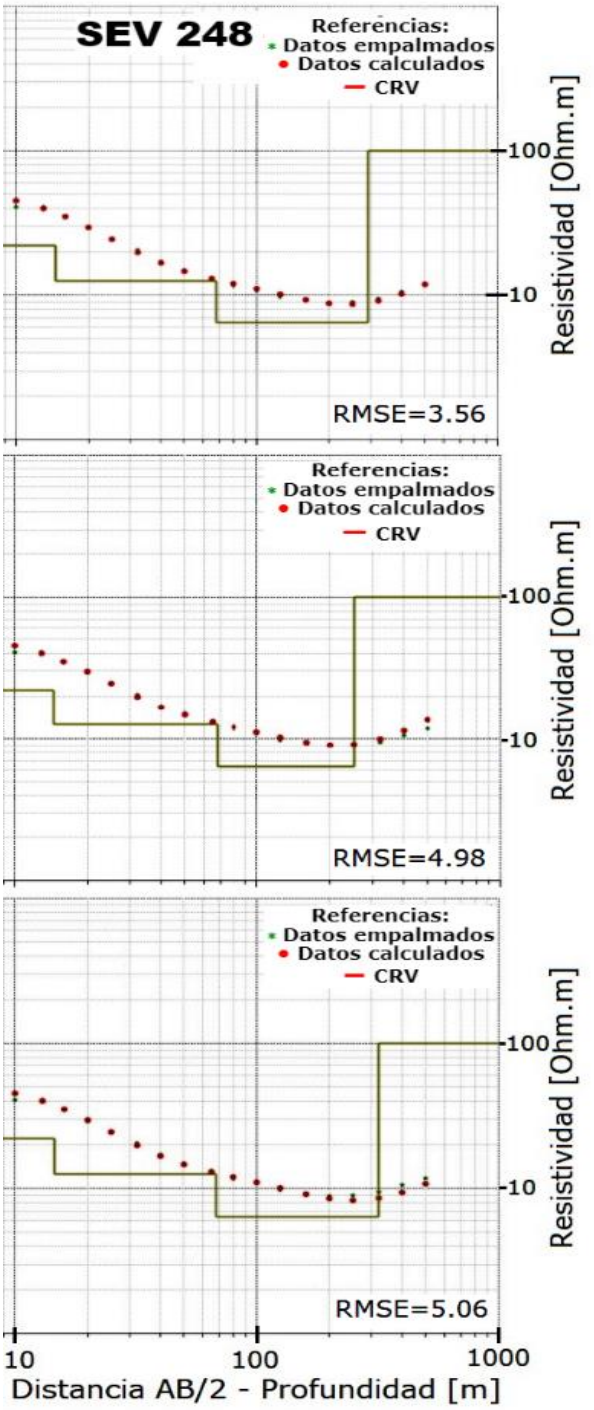


Figura 6. El SEV 248 tiene su POB a los 270 metros, con un RMSE = 3.6 % (arriba). Reduciendo la profundidad verdadera del basamento,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

a los 250 metros alcanzamos la tolerancia propuesta (centro), similarmente a los 320 metros si aumentamos la profundidad (abajo).

Una vez obtenida la IMP para cada SEV, como puede verse en la Figura 7, los graficamos en función de la POB. Hemos hallado una clara tendencia lineal entre ambas propiedades. La dispersión de los valores también crece con la POB. Se ajustó una recta de regresión lineal mediante mínimos cuadrados para modelar la tendencia, que parece desaparecer para POB mayores a 400 m.

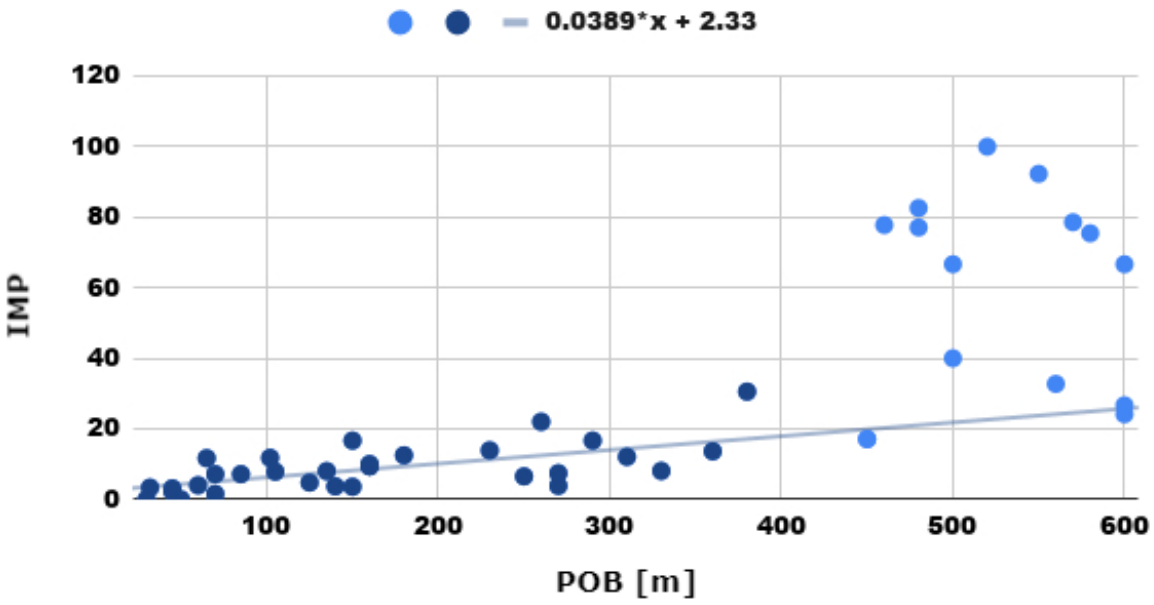


Figura 7. El gráfico muestra la IMP en función de la POB para cada uno de los SEV. Se calcula una función lineal para valores menores a 400 m de POB (en azul oscuro), y extrapolada al resto del gráfico (en azul claro).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discusión e interpretación

En la Figura 4 podemos notar que por encima del basamento se distingue claramente una capa de resistividad baja que varía entre los 2.6 y 13.3 Ohm.m de resistividad, y de 10 a 500 m de espesor. Esta capa es la interpretada como sección Paraniana e Hipoparaniana en la Figura 3; la sección Hipoparaniana es de reducido espesor respecto a las demás secciones hidrogeológicas, como se vio en la sección de hidrogeología; la Paraniana presenta grandes espesores, sumado a bajas de su salinidad, y se ha asociado esta sección visible en la Figura 4 a la combinación de ambas secciones terciarias. Además, considerando el trabajo geoeléctrico antecedente de escala regional de Winzettel y Varni (2007) (ver Figura 4 del citado trabajo) podemos efectivamente correlacionar ambos resultados tanto para la profundidad del basamento como para el espesor de la sección Paraniana. Esta misma tendencia regional de profundización hacia el SO de roca paleozoica que subscribe sedimentos terciarios también la describe de modo genérico Ramos (1999) en su contexto estructural.

Con base en las POB halladas, la técnica de interpolación utilizada es la de mejor ajuste conocido, el modelo puede predecir valores para los cuales no fue entrenado con un puntaje esperado de 96 %, lo cual

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

nos permite obtener una distribución continua de nuestro objetivo. Sin embargo, debe ser advertido como una limitación el hecho de haber interpolado en longitud y latitud, no en coordenadas planas. Puesto que si la interpolación se realiza en el último caso, no podemos asegurar a priori que BA sea el método más indicado.

Como se ha visto en la sección anterior, existe una clara correlación entre la IMP y la POB, cuyo coeficiente de Pearson es de 0.8. Los SEV con IMP mayor a 40 % están claramente por fuera de la tendencia propuesta. Esto puede explicarse debido a las pocas observaciones profundas que poseen los SEV 254, 255, 256, 259, 260, 261, 262, 265 y 266. Esto es, en las observaciones hechas con distancias AB/2 de 500 m a pesar de poder notar la presencia del basamento son insuficientes para poder moldearlo dentro de la incertidumbre esperable; se necesitarían distancias AB/2 más largas para modelar el basamento con una menor incertidumbre.

Conclusiones

Se ha podido cumplir ampliamente con el objetivo propuesto en la primera sección. El estudio realizado es de escala regional y presenta una densidad de observaciones de al menos el doble que los trabajos precedentes, lo cual constituye una importante contribución para el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

conocimiento de la estructura acuífera de la Cuenca Interserrana.

Las hipótesis geológicas introducidas con base en los estudios antecedentes permitieron hallar efectivamente las POB de todos los SEV dentro de la tolerancia propuesta, salvo un solo caso. Además, estas observaciones discretas pudieron ser interpoladas bajo los mejores estándares actuales.

El basamento hidrogeológico posee bajas profundidades hacia el NE, en correspondencia con el afloramiento de Gonzales Chávez; continúa con una progresiva profundización hacia el SO, alcanzando valores máximos de 600 m cruzando el río Quequén Salado. También se pudieron identificar y correlacionar las secciones Hipoparaniana y Paraniana en los resultados mostrados en Figura 4. Los valores de resistividad superiores a 10 Ohm.m por encima del basamento podrían estar indicando la presencia de acuíferos de agua dulce, al igual que muestra el análisis químico del pozo Gil-1 para la salinidad, que en particular muestra un incremento con la profundidad de los sedimentos, hecho reflejado en las CRV en Figura 4.

Como limitaciones del presente estudio se puede mencionar lo discutido en la sección anterior acerca de la interpolación usando longitud y latitud; pero también el hecho de carecer de perforaciones profundas que sirvan de referencia y permitan ajustar los modelos geoeléctricos. A pesar de esto, los modelos aquí presentados satisfacen todas las evidencias geológicas e hidrogeológicas publicadas en la zona, y cumplen con los estándares de procesamiento.

El análisis de incertidumbre realizado junto a la tendencia hallada para una tolerancia máxima del RMSE = 5 % y resistividad verdadera

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 142-173. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-04

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

fija para el basamento nos han permitido proponer recomendaciones a las tareas de campo, y así minimizar la incertidumbre de las POB halladas, obteniendo un modelo de basamento aún más confiable. Finalmente, debido a la gran utilidad de este análisis, es deseable que la tendencia lineal se confirme con más SEV, al igual que la POB con otra técnica geofísica o futuras perforaciones profundas.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas de la Universidad Nacional de La Plata por brindar el apoyo instrumental y técnico necesario, sin el cual la presente investigación no hubiera sido posible. A Milagros Jerger, por sus importantes contribuciones a la traducción de este artículo.

Referencias

Barends, F. B., Brouwer, F. J., & Schröder, F. H. (eds.). (1995). *Land subsidence* (pp. XI-XIV). Rotterdam, The Netherlands: AA Balkema.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32.

Campo-de-Ferreras, A. M., & Piccolo, M. C. (2002). Hidroquímica del arroyo Pescado Castigado. *Actas III Jornadas Nacionales de Geografía Física*, Santa Fe (p. 97).

Dirección Nacional de Geología y Minería. (1970). *Perfiles de perforaciones periodo 1936-1945. Publicación 153, 146.* Argentina: Ministerio de Economía y Trabajo de la Nación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Domingos, P. (2012). A few useful things to know about machine learning. *Communications of the ACM*, 55(10), 78-87.

García, J. (1969). El agua subterránea en la cuenca del Quequén. *Relatorio de la reunión sobre la geología del agua subterránea de la provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas* (pp. 91-97). La Plata, Argentina.

Giaconi, L. M., Amboni, B. C., & Giaconi, M. N. (2014). Aspectos geológicos y geotécnicos preliminares de la fundación de la presa del Arroyo Blanco, Tandil. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, (32), 31-52.

González, N. (2005). Los ambientes hidrogeológicos de la Provincia de Buenos Aires. *Relatorio del 16 Congreso Geológico Argentino* (pp. 359-374). La Plata, Argentina.

Harrington, H. J. (1970). Las Sierras Australes de Buenos Aires, República Argentina: Cadena aulacogénica. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 25(2), 151-181.

Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). *The elements of statistical learning: Data mining, inference, and prediction*. Springer Science & Business Media. Recuperado de https://hastie.su.domains/Papers/ESLII.pdf

Hernández, M. A., Filí, M., Auge, M., & Ceci, J. H. (1979). Geohidrología de los acuíferos profundos de la Provincia de Buenos Aires. *VI Congreso Geológico Argentino (II)*, Buenos Aires (pp. 479-500).

Johansen, H. K. (1975). An interactive computer/graphic- display-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

terminal system for interpretation of resistivity soundings. *Geophysical Prospecting*, 23(3), 449-458.

Kruse, E. (1993). El agua subterránea y los procesos fluviales en la región centro oriental de la provincia de Buenos Aires. *Caracterización ambiental de la provincia de Buenos Aires. CIC La Plata*, 2, 15.

Kruse, E., Varela, L., Laurencena, P., & Deluchi, M. (1998). Efectos del agua subterránea en la configuración de los cauces de la llanura interserrana de la provincia de Buenos Aires (Groundwater effects on the stream network in the intermountain plain in the Province of Buenos Aires). In: *Actas del X Congreso Latinoamericano de Geología y VI Congreso Nacional de Geología Económica, Buenos Aires*, 1, 340-344.

Maillet, R. (1947). The fundamental equations of electrical prospecting. *Geophysics*, 12(4), 529-556.

Maiti, S., Gupta, G., Erram, V. C., & Tiwari, R. K. (2011). Inversion of Schlumberger resistivity sounding data from the critically dynamic Koyna region using the Hybrid Monte Carlo-based neural network approach. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 18, 179–192, 2011. Recuperado de https://doi.org/10.5194/npg-18-179-2011

Mehta, P., Bukov, M., Wang, C. H., Day, A. G., Richardson, C., Fisher, C. K., & Schwab, D. J. (2019). A high-bias, low-variance introduction to machine learning for physicists. *Physics Reports*, 810, 1-124.

Nigro, J., & Perdomo, S. (2017). Desarrollo de software de inversión

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de datos 1D para sondeos eléctricos verticales Schlumberger. En: *XXVIII Reunión Científica de la Asociación Argentina de Geofísicos y Geodestas (AAGG 2017) y Tercer Simposio sobre Inversión y Procesamiento de Señales en Exploración Sísmica (IPSES\'17)*. La Plata, del 17 al 21 de abril de 2017.

Nussbaum, M., Spiess, K., Baltensweiler, A., Grob, U., Keller, A., Greiner, L., ... & Papritz, A. J. (2018). Evaluation of digital soil mapping approaches with large sets of environmental covariates. *Soil*, 4(1), 1-22.

Li, J., Heap, A. D., Potter, A., & Daniell, J. J. (2011). Application of machine learning methods to spatial interpolation of environmental variables. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1647-1659.

Llambías, E., & Prozzi, C. R. (1975). Ventania. *Geología de la Provincia de Buenos Aires. 6 Congreso Geológico Argentino, Relatorio. Buenos Aires*, 79-101.

Louppe, G. (2014). Understanding random forests: From theory to practice. *arXiv*, preprint arXiv:1407.7502

Orellana, S. E. (1982). *Prospección geoeléctrica en corriente continua. Vol. 1* (2a ed.). Madrid, España: Paraninfo.

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O.,... & Vanderplas, J. (2011). Scikit-learn: Machine learning in Python. *The Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825-2830.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Poland, J. F. (1984). *Guidebook to studies of land subsidence due to ground-water withdrawal*. Studies and reports in hydrology. Recuperado de ttps://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000065167

Prasad, A. M., Iverson, L. R., & Liaw, A. (2006). Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems*, 9(2), 181-199.

Quiroz-Londoño, O. M., Martínez, D. E., Massone, H. E., Bocanegra, E. M., & Ferrante, A. (2006). Hidrogeología del área Interserrana bonaerense: cuencas de los arroyos El Moro, Tamangueyu y Seco*. 8 Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, Asunción, Paraguay.

Quiroz-Londoño, O. M., Martínez, D., & Massone, H. (2012). Estimación de recarga de acuíferos en ambientes de llanura con base en variaciones de nivel freático. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(2), 123-130.

Raj, A. S., Srinivas, Y., Oliver, D. H., & Muthuraj, D. (2014). A novel and generalized approach in the inversion of geoelectrical resistivity data using Artificial Neural Networks (ANN). *Journal of Earth System Science*, 123(2), 395-411.

Ramos, V. A. (1999). Las provincias geológicas del territorio argentino. *Geología Argentina*, 29(3), 41-96.

Sala, J. M. (1975). Recursos hídricos (especial mención de las aguas subterráneas). En: *Relatorio Geología de la Provincia de Buenos Aires. IV Congreso Geológico Argentino.* Buenos Aires, Argentina, (p. 169).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sala, J. M., & Cavalié, C. C. (1993). *Contribución al mapa geohidrológico de la provincia de Buenos Aires*. Capital Federal, República Argentina: Consejo Federal de Inversiones (CFI).

Sierra, L., Weinzettel, P. A., Dietrich, S., Bea, S., & Cacciabue, L. (septiembre, 2016). Combinación de tomografía eléctrica y perfilaje de pozo para caracterizar variaciones laterales del acuífero pampeano. En: *IX Congreso Argentino de Hidrogeología* y *VII Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*.

Stefanesco, S., Schlumberger, C., & Schlumberger, M. (1930). Sur la distribution électrique potentielle autour d'une prise de terre ponctuelle dans un terrain à couches horizontales, homogènes et isotropes. *Journal de Physique et le Radium*, 1(4), 132-140.

Sunde, E. D. (1949). *Earth conduction effects in transmission systems*. Dover, UK: Publications Inc.

Terraza, J., & Deguillén, A. (1973). *Nuevos afloramientos paleozoicos de la provincia de Buenos Aires* (trabajo inédito). Bahía Blanca, Argentina: Universidad Nacional del Sur.

Thessen, A. (2016). Adoption of machine learning techniques in ecology and earth science. *One Ecosystem*, 1, e8621.

Varni, M., Weinzettel, P., & Usunoff, E. (2010). Caracterización hidrodinámica e hidroquímica de la cuenca del Arroyo Claromecó, provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina: Consejo Hídrico Federal.

Weinzettel, P., Varni, M., & Usunoff, E. (2005). Caracterización

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

hidrogeológica del área urbana y periurbana de la ciudad de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. En: *Actas. IV Congreso Argentino de Hidrogeología. Río Cuarto, Córdoba* (vol. 25, pp. 171-180).

Weinzettel, P. A., & Varni, M. (2007). Aporte al conocimiento del subsuelo de la cuenca del arroyo Claromecó, provincia de Buenos Aires. *Taller de Geofísica Aplicada a la Hidrogeología*, 13-23.

Zohdy, A. A. (1989). A new method for the automatic interpretation of Schlumberger and Wenner sounding curves. *Geophysics*, 54(2), 245-253.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

Artículos

Remoción de arsénico (V) utilizando zeolita natural: pruebas de columna de lecho fijo

Removal of arsenic (V) using natural zeolite: Fixed bed column tests

Humberto Burgos[1], https://orcid.org/0000-0003-4608-7052

Jaime Gárfias[2], https://orcid.org/0000-0001-6388-2109

Richard Martel[3], https://orcid.org/0000-0003-4219-5582

Javier Salas[4], https://orcid.org/0000-0002-1297-7893

[1]Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México, hburgoshuezo@gmail.com

[2]Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México, jgarfiass@gmail.com

[3]Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, Canada, richard.martel@ete.inrs.ca

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[4]Facultad de Ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México, proyectos@javiersalasg.com

Autor para correspondencia: Humberto Burgos, hburgoshuezo@gmail.com

Resumen

La contaminación hídrica con arsénico ha recibido especial atención debido a sus implicaciones sanitarias para la población. Por ello, su remoción del agua subterránea es de vital importancia. El principal objetivo de este trabajo fue investigar el desempeño de remoción y la capacidad de sorción de arsénico disuelto en soluciones multiiónicas utilizando un material mineral natural de bajo costo y, paralelamente, poder comparar su capacidad de sorción a partir de su forma tanto natural como modificada químicamente. Para ello, se implementaron columnas de lecho fijo empacadas con zeolitas naturales (ZN) y modificadas químicamente (ZMQ) con H_2SO_4 1 M. Los estudios de sorción demostraron que el acondicionamiento químico mejoró la capacidad máxima de sorción (q_e), el tiempo de ruptura, el tiempo de saturación y el volumen efluente con concentración igual o menor a 10 µg/l en 150, 45, 88 y 281 %, de manera correspondiente, respecto de la ZN. Las curvas de ruptura para la remoción de As (V) se ajustaron con varios modelos matemáticos,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

siendo el modelo no lineal de Thomas el que mejor reprodujo la cinética de sorción bajo las condiciones operativas implementadas. La difracción de rayos X concluyó que no hay cambio estructural en la zeolita posterior a la modificación química, por lo que el incremento de la capacidad de sorción de la ZMQ se atribuyó a los cambios morfológicos y de composición química elemental en la superficie de las mismas. Estos resultados muestran que la ZMQ puede utilizarse como una alternativa viable, desde el punto de vista de eficiencia depurativa respecto de su forma no acidificada, para la remoción de As (V).

Palabras clave: arsénico, ácido sulfúrico, acondicionamiento químico, clinoptilolita, depuración, curva de ruptura.

Abstract

Water pollution with arsenic has received special attention due to its health implications for the population. Therefore, its removal from groundwater is of vital importance. The main objective of this work was to investigate the removal performance of dissolved arsenic in multi-ionic solutions using a low-cost mineral material and, in parallel, to be able to compare its sorption capacity from its nature as a chemically modified form. To do this, fixed bed columns packed with natural zeolites (ZN) and chemically modified (ZMQ) with 1 M H_2SO_4 were implemented. Sorption studies showed that chemical conditioning improved the maximum

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sorption capacity (q_e), the breakthrough time, the exhaustion time and the effluent volume with a concentration equal to or less than 10 µg/L, correspondingly by 150, 45, 88 and 281 %, concerning the ZN. The breakthrough curves for the removal of As (V) were fitted with various mathematical models, being the Thomas nonlinear model the one that best reproduced the kinetics of sorption under the implemented operating conditions. The X-ray diffraction concluded that there is no structural change in the zeolite after the chemical modification, therefore, the increase in the sorption capacity of the ZMQ was attributed to the morphological and elemental chemical composition changes on their surface. These results show that the ZMQ can be used as a viable alternative, from the point of view of purifying efficiency, concerning its non-acidified form, for the removal of As (V).

Keywords: Arsenic, sulfuric acid, chemical conditioning, clinoptilolite, depuration, breakthrough curve.

Recibido 15/09/2020

Aceptado 10/05/2021

Introducción

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El arsénico es un elemento contaminante común en el agua de consumo humano de diversas regiones de América Latina (Bundschuh *et al*., 2012). Su entrada al medio acuoso subterráneo se debe a su desorción desde los minerales que lo contienen (Simsek, 2013), así como a actividad geotermal (Tyrovola, Nikolaidis, Veranis, & Kallithrakas-Kontos, 2006) y biológica (Baskan & Pala, 2011). Estos factores, junto a la concomitancia de condiciones de pH y potencial de óxido reducción adecuados, determinan tanto sus niveles de concentración como la especiación del mismo. En aguas subterráneas predominan las formas inorgánicas de oxianiones de arsenito trivalente [As (III)] y arsenato pentavalente [As (V)] (Wang & Mulligan, 2006); el primero es el más tóxico para el ser humano y el menos móvil en acuíferos.

Su consumo en agua se ha vinculado con la condición denominada hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), así como con cáncer, implicaciones en la reproducción y afecciones cardiovasculares, enfermedades de pulmón y, en niños, con problemas cognitivos, bajo peso al nacer y, en casos graves, muerte neonatal (Concha, Nermell, & Vahter, 1998). Este contexto de riesgo llevó a la Organización Mundial de la Salud (2006) a reducir la concentración máxima admisible de 50 a 10 µg/l de arsénico total en agua para consumo humano, planteando así un

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reto importante en cuanto a la búsqueda de alternativas eficientes de depuración (Chiavola, D´Amato, & Baciocchi, 2012).

En la investigación de eficiencia depurativa, técnicas de oxidación, coagulación-floculación, sorción, intercambio iónico y el uso de membranas han sido exploradas como alternativas de reducción de las concentraciones del metaloide en el agua. Estas metodologías son, en muchos de los casos, eficientes en la remoción de arsénico. Sin embargo, podrían no ser técnica, ambiental o económicamente viables, por el requerimiento de equipos sofisticados, su poca capacidad de utilización en áreas marginales (Silva-Martínez, Flores-Villanueva, & Blass-Amador, 2005) o la generación de residuos que representan un riesgo de contaminación ambiental. La evidencia de problemas sanitarios derivados de su utilización puede encontrarse en el desarrollo de procesos de oxidación, en los que pueden generarse subproductos químicos tóxicos y carcinógenos resultantes del mismo (Mondal, Bhowmick, Chatterjee, Figoli, & Van-der-Bruggenet, 2013). Por otro lado, el requerimiento de altas dosis de coagulantes, que incrementan los costos de producción, y la consecuente producción de desechos secundarios limitan, por ejemplo, el uso de $Al_2(SO_4)_3$ como material para la remoción de As (V) (Baskan & Pala, 2010). En este sentido deben buscarse tecnologías más adecuadas, de bajo costo, alta eficiencia y que no generen posibles daños colaterales a la salud, con el objetivo de reducir las concentraciones de arsénico presente en el agua de consumo humano.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los procesos de sorción han sido investigados ampliamente como una opción de remoción de contaminantes presentes en el agua de consumo humano. Presentan la ventaja de ser una tecnología económica y eficiente (Mondal & Garg, 2017), y un mecanismo útil en la remoción de As (V) desde la fase acuosa (Siljeg, Foglar, & Gudelj, 2012; Roy, Mondal, Bhattacharya, Das, & Das, 2013). Se han descrito numerosos materiales y metodologías como opciones adecuadas para realizar la remoción de arsénico disuelto en agua (Yadanaparthi, Graybill, & Wandruszka, 2009); sin embargo, a la fecha existen aún muchas limitantes metodológicas en su abordaje: (1) hay énfasis en el desarrollo de pruebas estáticas de batch (Fufa, Alemayehu, & Lennartz, 2014; Asere *et al*., 2017); (2) se resalta la capacidad depurativa en sistemas acuosos monoiónicos (Shokrolahzadeh, Rad, & Adinehvand, 2017); (3) algunas investigaciones realizan pruebas de columna de lecho fijo sin un proceso de modelación matemática (Baskan & Pala, 2014), limitando su aplicabilidad para un proceso posterior de dimensionamiento a mayor escala, y (4) el uso de materiales onerosos, como el carbón activado (Valencia-Ríos & Castellar-Ortega, 2013), los convierte en alternativas no viables (Mohan & Pittman, 2007). De esta forma, el estudio de la remoción de arsénico desde la fase acuosa, utilizando procesos de sorción, tiene aún aspectos que deben ser investigados y profundizados, con el fin de lograr eficiencias depurativas adecuadas a los estándares sanitarios internacionalmente establecidos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En función de las premisas antes mencionadas y de la importancia sanitaria estratégica que la remoción de arsénico tiene para el ser humano, el principal objetivo de este trabajo fue investigar el desempeño de remoción de arsénico disuelto en soluciones multiiónicas, utilizando como material sorbente zeolitas tipo clinoptilolita para, en una etapa posterior, establecer una evaluación comparativa de la capacidad de sorción de éstas a partir de su forma natural y modificada químicamente. En consecuencia, la estructuración de esta investigación fue sistematizada para: (1) generar un material sorbente de bajo costo basado en la modificación de sus características químicas, morfológicas y estructurales a partir de su acondicionamiento químico; (2) medir su comportamiento depurativo en condiciones dinámicas en un sistema de competencia iónica multicomponente, y (3) establecer las bases matemáticas que rigen su desempeño de remoción bajo condiciones experimentales controladas. Esta perspectiva permitió establecer conclusiones respecto del funcionamiento y la capacidad depurativa de las zeolitas tipo clinoptilolita en cuanto a la remoción de As (V) presente en una solución acuosa, realizada a través de procesos de sorción como mecanismo de acción.

Materiales y métodos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Preparación de agua sintética utilizada en las pruebas de sorción

Esta investigación incorporó soluciones sintéticas multiiónicas basadas en la composición aniónica y catiónica mayoritaria, así como de As (V) determinadas en dos manantiales de naturaleza kárstica. Para ello, en abril de 2019, se muestrearon dos fuentes utilizadas para consumo humano en el municipio de Ixtapan de la Sal, al sur del Estado de México: (a) Agua Amarga 1 y (b) Agua Amarga 2. Estas fuentes presentan altas concentraciones de bicarbonatos, sulfatos y arsénico total; este último, en una concentración promedio de 285 µg/l para el periodo muestreado, derivado de la mezcla de dichas fuentes con agua termal. De este modo, sus facies hidroquímicas corresponden con el tipo Ca-Mg-Cl, enriquecidas por la disolución de calcita y dolomita en función de la naturaleza carbonatada del acuífero (Burgos, Garfias, Martel, & Salas-García, 2020).

El proceso seguido para la formulación de esta solución sintética se describe ampliamente en trabajos similares (Smith, Davison, & Taylor,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2002; Bibiano-Cruz, Garfias, Llanos, Martel, & Salas-García, 2016). Las soluciones sintéticas patrón utilizadas para todos los iones mayoritarios fueron preparadas con agua desionizada y el uso de cantidades apropiadas de sales grado analítico de $CaCO_3$, $CaCl_2$, $Ca(NO_3)_2{\cdot}4H_2O$, $KHCO_3$, $NaHCO_3$, $NaSO_4$ y $MgSO_4{\cdot}7H_2O$. Además de esta solución sintética, se preparó una solución patrón de 277 mg As (V)/l por dilución de cantidades adecuadas de sales de $Na_2HAsO_4.7H_2O$ en agua desionizada. A partir de este patrón se prepararon las soluciones finales de concentración deseada (Tabla 1), tratando en todo el proceso de mantener la condición de electroneutralidad.

Tabla 1. Concentración catiónica y aniónica promedio utilizada para la composición del agua sintética y su comparación con los resultados experimentales.

Variable química	Concentración			
	Original (meq/l)	Ajustada (meq/l)	Solución sintética 1 (meq/l)	Solución sintética 2 (meq/l)
HCO_3^-	8.82	8.45	7.20	7.04
NO_3^-	0.05	0.05	0.03	0.02

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cl^-	8.14	7.81	5.06	5.19
SO_4^{2-}	2.96	2.84	2.36	2.56
Na^+	8.72	9.11	9.65	9.79
Mg^{2+}	1.37	1.43	1.71	1.82
K^+	0.49	0.51	0.47	0.55
Ca^{2+}	7.76	8.11	4.17	4.13
As (V)	0.0184	-	0.0162	0.0173
Electroneutralidad (%)	-4.25	0	4.42	4.74

*La composición de solución sintética 1 y 2 se empleó en la prueba con ZN y ZMQ, respectivamente.

La especiación de arsénico con el programa PHREEQC (Avilés *et al*., 2013) determinó la presencia de un 97.2 % de As (V), considerando así pertinente la síntesis de la solución solamente con la inclusión de éste. El pH en las soluciones sintetizadas se determinó cercano a ocho, por lo que su ajuste no fue necesario, ya que éste es el valor considerado como óptimo para el material utilizado (Shokrolahzadeh *et al*., 2017).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Acondicionamiento químico de la zeolita tipo clinoptilolita

El tratamiento ácido ha demostrado ser útil en la mejora de las propiedades de sorción de las zeolitas (Silva, Lecus, & Corrao, 2019). Por ello, en esta investigación se utilizaron zeolitas tipo clinoptilolita procedentes de un depósito sedimentario cercano a la región de Tehuacán en el estado de Puebla, México (Bibiano-Cruz *et al*., 2016).

Con el objetivo de comparar el efecto que tuvo la modificación química en la mejora de los procesos de sorción de As (V), en esta investigación se utilizaron dos tratamientos. El primero consistió en ZN, la cual fue molida y tamizada en tamaño de partícula de 8 a 10 mesh (diámetros de 2.36 y 1.68 mm), y enjuagada por 6 h en agua destilada. Para completar este procedimiento, la fase líquida se separó y el sólido se secó a 65 °C por 24 horas.

Un segundo tratamiento estuvo conformado por ZMQ. La modificación química de su superficie se basó en la metodología descrita por Shokrolahzadeh *et al*. (2017). Para tal fin, una parte de la ZN se preparó para el primer tratamiento, se separó y agitó en una solución de ácido sulfúrico de 1 M por 24 h, para después ser filtrada y enjuagada con

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua destilada hasta obtener un pH de 7 en el agua de lavado. Posterior a ello, estas zeolitas se secaron a 70 °C por 24 horas.

Caracterización microscópica, química y mineralógica de las partículas sorbentes

Con el objetivo de verificar los cambios morfológicos en el mineral, se obtuvieron micrografías de la superficie de la zeolita clinoptilolita a través de microscopía electrónica de barrido (MEB) con equipo JEOL SM-IT100, con especificaciones de W.D. 12 mm, por la metodología de electrones retrodispersos, y con aumentos de 33× y 500×. Las micrografías se desarrollaron para: (a) ZN y (b) ZMQ. Además, con el equipo antes mencionado, se determinó su composición química elemental con análisis de espectroscopía de rayos X por dispersión de energía (EDS) en tres estadios del mineral: (a) ZN; (b) ZMQ previo al proceso de sorción; y (c) ZMQ posterior al proceso de sorción, es decir, el material empacado en la columna que se hallaba ya saturado luego del proceso de filtración realizado. Este material, por lo tanto, fue denominado ZMF. En ese sentido, la diferencia entre el estadio (b) y (c) estribó en que en el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

segundo estaban adsorbidos sobre su superficie tanto el arsénico como algunos iones mayores presentes en la solución sintética utilizada en la prueba. Puesto que, a diferencia de los estadios (a) y (b), la ZMF se hallaba húmeda luego de la prueba, ésta se secó a temperatura ambiente por 24 h para proceder a la realización del análisis EDS. Cada una de las muestras se analizó en dos puntos diferentes, con el objetivo de obtener un valor promedio representativo de composición (Tabla 2); para la cuantificación del porcentaje de masa de los elementos constitutivos se determinó una desviación estándar relativa promedio menor al 5 %.

Tabla 2. Composición elemental de las zeolitas naturales (ZN), zeolitas modificadas químicamente (ZMQ) y zeolitas modificadas químicamente posterior al tratamiento de depuración de arsénico en las pruebas de columna (ZMF).

Material	**Composición (% de masa)**								
	Elemento químico								
	C	**O**	**Na**	**Mg**	**Al**	**Si**	**K**	**Ca**	**Fe**
ZN	5.63	53.37	2.51	0.67	7	25.66	2.51	1.03	1.53
ZMQ	4.04	56.25	1.54	0.67	7.51	29.05	1.86	0.69	0.75
ZMF	4.88	52.76	1.7	0.56	7.94	27.99	1.89	0.9	0.86

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Asimismo, se realizó análisis de difracción de rayos X de polvos (DRXP) con Difractómetro Brooker modelo D-8 Advance, en dos momentos: (a) ZN y (b) ZMQ, con el objetivo de investigar la estructura cristalina y composición mineralógica, así como para visualizar los posibles cambios estructurales inducidos en la zeolita con la modificación química implementada.

Pruebas de sorción en columnas de lecho fijo empacadas con zeolita

Las pruebas de remoción de arsénico se llevaron a cabo en columnas de acrílico de 40 cm de alto y 5 cm de diámetro interno empacadas con ZN y ZMQ, a razón de 772 g de material sorbente en cada una de ellas. El volumen poro (VP) fue determinado en 0.431 l, que corresponde a una porosidad $n = 0.54$. La porosidad se calculó a partir de la relación existente entre el volumen de la columna ocupado por espacios vacíos (volumen poroso) por unidad de volumen de columna utilizado, empleando una adaptación de la metodología desarrollada por Moret-Fernández y López (2015). Similar valor, $n = 0.65$, reportan Baskan y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pala (2014) para zeolita tipo clinoptilolita de diámetro 0.5-1.0 mm utilizadas en pruebas de columna.

La Figura 1 muestra el esquema de funcionamiento de las pruebas de columna. Para su ejecución se completaron tres etapas. En la primera, las columnas se llenaron a su capacidad total con agua desionizada para eliminar el aire atrapado y asegurar el máximo contacto entre zeolita y solución sintética. Para ello, se utilizó una tasa de flujo (Q_v) de 5 ml/min, hasta que la misma se igualó con la registrada a la salida de la columna. Una vez alcanzado este estado, se procedió con la segunda etapa, consistente en la inyección de una solución sintética multiiónica, con un Q_v de 10 ml/min, valor comúnmente reportado en investigaciones similares para pruebas de depuración de contaminantes (Zeinali, Ghoreyshi, & Najafpour, 2010).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

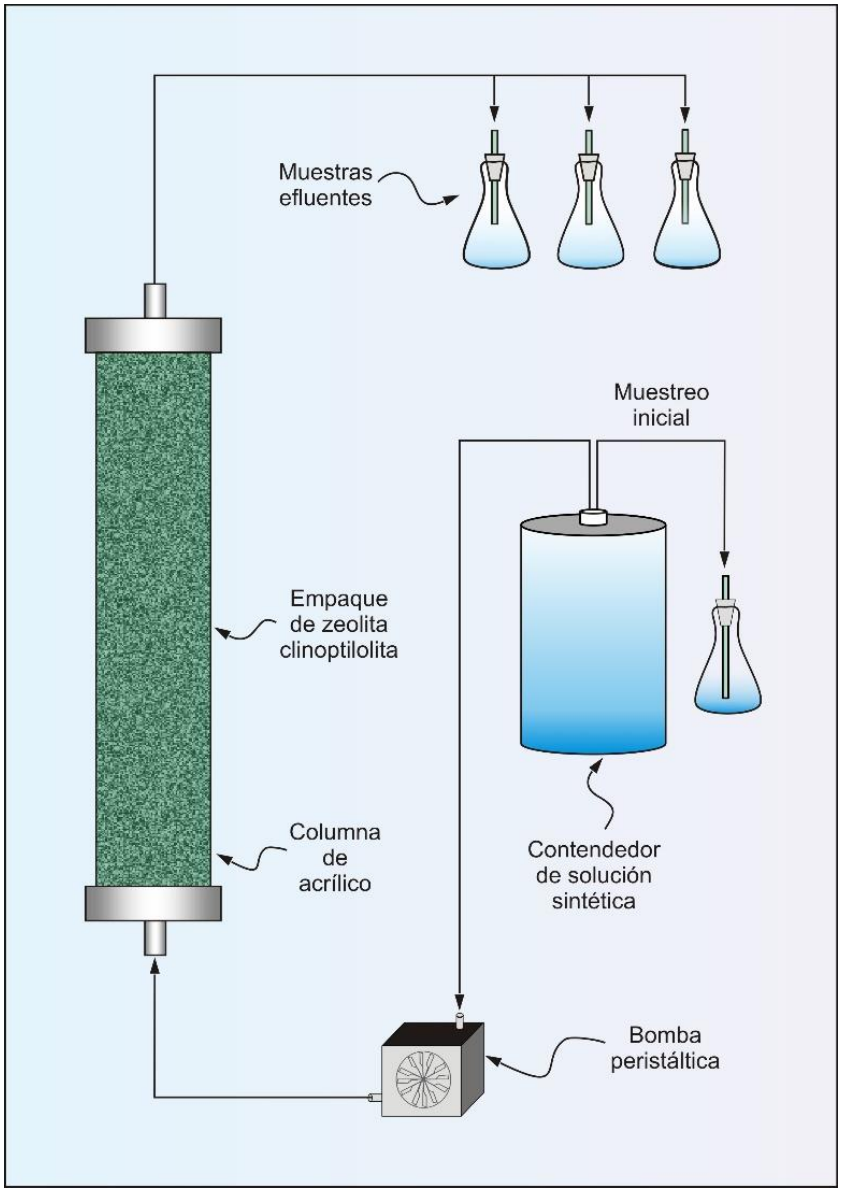


Figura 1. Esquema general de funcionamiento de las pruebas de sorción realizadas en columnas de lecho fijo empacadas con zeolitas (modificado de Bibiano-Cruz *et al*., 2016).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La tercera etapa estuvo constituida por la medición, a determinados intervalos de tiempo, de variables fisicoquímicas de interés, las cuales, con base en tres criterios, se consideraron representativas: (1) por su influencia a partir de la naturaleza carbonatada de la zona utilizada como referencia; (2) su mayor cuantificación en el agua natural emulada, y (3) por ser importantes en mostrar la tendencia de la evolución depurativa del sistema. En este sentido, el análisis de la eficiencia de remoción comprendió la medición de la conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos (HCO_3^-), pH, alcalinidad (ALK), sulfatos (SO_4^{2-}) y arsénico total (As).

Métodos analíticos

El pH, la conductividad eléctrica (CE) y los sólidos disueltos totales (SDT) se determinaron en campo con un equipo portátil Thermo Scientific Orion Star A329; la alcalinidad, con un equipo Digital Titrator modelo 16900, utilizando como agente titulante ácido sulfúrico; los bicarbonatos, de acuerdo con la metodología descrita por Esteller, Martínez-Florentino,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Morales-Reyes, Cardona y Expósito (2019), a partir de la determinación de alcalinidad y pH; los sulfatos, en laboratorio, con metodología de colorimetría utilizando equipo portátil DR 850, empleando como agente titulante nitrato de bario; el arsénico total se determinó por flama con generador de hidruros utilizando celda de cuarzo, con equipo Perkin Elmer AAnalyst 200, el cual tiene un límite de detección de 0.001 mg/l; el control de calidad utilizado consistió en solución elemental de 100 mg/l, Marca Environmental Express Cat#QCS-27.

Análisis de parámetros de diseño de columnas

La curva de ruptura experimental (CRE) expresa la evolución en el tiempo de la capacidad depurativa de los materiales utilizados. Este comportamiento se visualiza como la concentración normalizada C_t/C_0 (C_t y C_0 son las concentraciones de arsénico efluente y afluente, respectivamente), en función del tiempo normalizado (número de VP), del volumen de rendimiento o del tiempo de operación, para condiciones de operación específicas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El área bajo la curva cuantificada para esta relación define la sorción total en la columna a saturación q_{tot} (mg), y se define por la Ecuación (1) (Keshtkar, Kafshgari, & Mousavian, 2012):

$$q_{\mathrm{tot}} = \frac{Q_{\mathrm{v}} \cdot C_0}{1000} \int_0^{t_{\mathrm{s}}} \left(1 - \frac{C_{\mathrm{t}}}{C_0}\right) dt, \qquad (1)$$

donde t_s es el tiempo de saturación de la columna (min); Q_v, la tasa de flujo (ml/min); C_0, la concentración inicial de arsénico en la solución (mg/l), y C_t es la concentración de arsénico a saturación. El t_s se definió para la presente investigación para el momento en que $C_t/C_0 = 0.9$, considerando que, posterior a dicho valor, la forma de la mayoría de CRE tiende a ser estable para la concentración normalizada de la variable de interés (Zhao, Zhang, Sun, Wu, & Wu, 2017).

Al dividir la masa total (q_{tot}) por la masa de material sorbente empacado en la columna (g), puede establecerse la capacidad máxima de sorción experimental q_e (mg/g) (Ecuación (2)):

$$q_{\mathrm{e}} = \frac{q_{\mathrm{tot}}}{M} \qquad (2)$$

La cantidad total de arsénico (mg) suplementado a la columna hasta saturación puede determinarse con la Ecuación (3):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$AS_{\text{tot}} = \frac{C_0 \cdot Q_{\text{v}} \cdot t_{\text{s}}}{1000}, \quad (3)$$

donde C_0, Q_{v} y t_{s} se definen de forma análoga a la Ecuación (1). Adicionalmente, la remoción porcentual del contaminante a saturación en la columna puede calcularse a partir de la Ecuación (4):

$$\%AsR = \frac{q_{\text{tot}}}{AS_{\text{tot}}} \cdot 100 \quad (4)$$

La sorción total de contaminante a ruptura q_{r} (mg) (Ecuación (5)):

$$q_{\text{r}} = \frac{(C_0 - C_{\text{r}}) \cdot t_{\text{r}} \cdot Q_{\text{v}}}{1000} = (C_0 - C_{\text{r}}) \cdot V_{\text{r}}, \quad (5)$$

donde V_{r} es el volumen total de efluente colectado hasta la ruptura; C_{r}, la concentración del contaminante (mg/l) de V_{r} al tiempo de ruptura t_{r}, definido en esta investigación como $C_{\text{t}}/C_0 = 0.1$. De forma análoga a la Ecuación (2), la sorción total de arsénico por unidad de masa, al tiempo de ruptura, fue determinada a partir de la Ecuación (6):

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$q_{tr} = \frac{q_r}{M} \quad (6)$$

donde *M* corresponde al peso seco del material sorbente (g) empacado en la columna.

Modelación matemática de las curvas experimentales de ruptura

Se han desarrollado diversos modelos matemáticos para explicar los procesos de sorción de contaminantes desarrollados en columnas de lecho fijo, los cuales tienen una función clave para el dimensionamiento desde pruebas de laboratorio hacia una escala funcional piloto o industrial (Lodeiro, Herrero, & Sastre-de-Vicente, 2006). Para esta investigación, la modelación se hizo para la sorción de arsénico total, utilizando los modelos descritos a continuación.

El modelo de Thomas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este modelo (Thomas, 1944) es uno de los más empleados para medir el desempeño en las pruebas de columna. La forma lineal del modelo de Thomas (TL) se muestra en la Ecuación (7) (Chiavola *et al*., 2012):

$$\ln\left(\frac{C_0}{C_t}-1\right)=\frac{k_T q_T M}{Q_v}-k_T C_0 t \qquad (7)$$

donde C_0 es la concentración influente (mg/l); C_t, la concentración efluente a un tiempo t (mg/l); Q_v, la tasa de flujo influente (ml/min); M, el peso seco total (g) de material empacado en la columna; k_T, la constante de velocidad de Thomas (ml/min mg), y q_T es la concentración máxima en la fase sólida estimada por el modelo (mg/g). Los valores de k_T y q_T se determinaron a partir de los datos experimentales graficando $\ln(C_0/C_t\text{-}1)$ en función del tiempo t cuando la columna se opera a una tasa de flujo Q_v determinada. Esta gráfica corresponde a la forma $y = b + mx$, donde los términos $y = \ln(C_0/C_t\text{-}1)$, $x = t$, m (pendiente de la recta) = $k_T C_0$ y b (intercepto de la recta con el eje "y") = $k_T q_T M/Q_v$.

La forma no lineal del modelo de Thomas (TNL) fue igualmente utilizada, considerando la alta idoneidad de ajuste de las CRE obtenidas en pruebas de columna desarrolladas por otros autores (Bibiano-Cruz *et*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

al., 2016). La Ecuación (8) (Chiavola *et al*., 2012) representa su forma no lineal:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1+\exp\left(\frac{k_T q_T M}{Q_v} - k_T C_0 t\right)}, \quad (8)$$

Los parámetros k_T y q_T se determinaron por regresión no lineal de la Ecuación (8) a los datos obtenidos para las CRE, establecidas para el modelo como la concentración normalizada (C_t/C_0) en función del tiempo t de operación de la columna. El resto de los parámetros se define de forma similar al modelo de Thomas (Ecuación (7)).

El modelo de Yan

Yan, Viraraghavan y Chen (2001) propusieron un modelo modificado de dosis-respuesta, el cual minimiza el error que resulta del uso del modelo de Thomas, especialmente a muy cortos o muy largos tiempos de operación. Su forma lineal (YL) se expresa en la Ecuación (9):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\ln = \left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = a_{mdr} \ln V - a_{mdr} \ln\left(\frac{M q_Y}{C_0}\right), \quad (9)$$

donde V es el volumen de rendimiento (L); a_{mdr}, la constante del modelo dosis-respuesta modificada (1/L), y q_Y es, al igual que el modelo de Thomas, la concentración máxima en la fase sólida (mg/g). El resto de variables se establecen de acuerdo con lo ya definido para el modelo de Thomas (Ecuación (7)). Los parámetros de interés a_{mdr} y q_Y pueden determinarse a partir de la gráfica de $\ln(C_t/(C_0-C_t))$ como función de $\ln V$, donde la pendiente es igual a a_{mdr} y el punto de intercepción es igual a $a_{mdr}\ln(Mq_Y/C_0)$. La forma no lineal de la ecuación de Yan (YNL) se representa en la Ecuación (10) (Usman *et al*., 2014):

$$\frac{C_t}{C_0} = 1 - \frac{1}{1+\left(\frac{V}{b}\right)^a}, \quad (10)$$

donde a y b son las constantes del modelo y V es el volumen de rendimiento. Los parámetros k_Y y q_Y se pueden determinar a partir de $a = k_Y C_0 / Q$ y $b = q_Y M / C_0$; el resto de los parámetros se establecen de manera análoga con la definición brindada en la Ecuación (9). Los valores de a y b se estimaron por regresión no lineal de la Ecuación (10) a los datos de las CRE, expresadas por la relación de la concentración normalizada (C_t / C_0) en función del volumen de rendimiento (V).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ecuación de advección dispersión

La ecuación de advección dispersión (EAD) fue propuesta por Wierenga y Van-Genuchten (1989); esta ecuación describe el transporte unidimensional de un soluto adsorbente bajo condiciones de flujo en estado estable a través de un medio poroso (Zhao *et al*., 2017). El transporte unidimensional que representa el transporte en equilibrio en suelos homogéneos se describe en la Ecuación (11):

$$R\frac{\partial C}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v\frac{\partial C}{\partial x}, \qquad (11)$$

donde x y t denotan la profundidad (cm) y el tiempo (min); C, la concentración del soluto de interés (mg/l); D, el coeficiente de dispersión hidrodinámico (cm^2/min); v, la velocidad promedio del flujo (cm/min), y R es el factor de retardación, el cual describe el efecto del equilibrio de sorción lineal sobre el transporte (adimensional). El programa CXTFIT/Microsoft Excel 2013 (Tang, Mayes, Parker, & Jardine, 2010) se usó para la estimación de los parámetros hidrodinámicos R, D y v. Este

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

programa retoma una solución analítica de la Ecuación (11) y —por ajuste no lineal, basado en mínimos cuadrados de los residuos, llevada a cabo por medio del módulo Solver— optimiza y define los valores más adecuados de los parámetros de interés.

Análisis estadístico del error de ajuste de los modelos matemáticos

La determinación del modelo que brindó la mejor adecuación de los datos experimentales se realizó por medio del cálculo de cinco índices de ajuste: (1) error máximo (ME), (2) raíz del error cuadrático medio (RMSE), (3) coeficiente de correlación (R^2), (4) coeficiente de eficiencia (EF) y (5) el coeficiente de masa residual (CRM) (Chiavola *et al*., 2012; Kanzari, Hachicha, & Bouhlila, 2015; Salas-García, Garfias, Martel, & Bibiano-Cruz, 2017). Homaee, Dirksen y Feddes (2002) describen las expresiones matemáticas relacionadas con ellos. Ante una coincidencia exacta entre valores modelados y experimentales de las variables en estudio, se esperarían los siguientes resultados en los índices utilizados: ME = 0, RMSE = 0, R^2 = 1, EF = 1 y CRM = 0.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resultados y discusión

Preparación de agua sintética utilizada en las pruebas de sorción

La Tabla 1 resume la concentración determinada en campo, la cual representa la concentración promedio de los sitios Agua Amarga 1 y 2. El procedimiento utilizado por Smith *et al*. (2002) y Bibiano-Cruz *et al*. (2016) parte de la definición de una electroneutralidad del 0 % (columna "concentración ajustada"), a partir de la cual se generaron los cálculos para la síntesis final. Puesto que las pruebas de sorción para la ZN y la ZMQ se realizaron en dos momentos diferentes, fue necesaria la preparación de una solución sintética para cada etapa, denominadas 1 y 2, respectivamente. Su electroneutralidad fue de 4.42 y 4.74 %,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

respectivamente, valores considerados adecuados para los objetivos planteados en la investigación.

Caracterización química, microscópica y mineralógica de las partículas sorbentes

Espectroscopía de rayos X por dispersión de energía

La Tabla 2 muestra la composición elemental de los tres estadios verificados en la investigación: ZN, ZMQ y ZMF. Los elementos predominantes en las muestras son carbono, oxígeno, sodio, magnesio, aluminio, silicio, potasio, hierro y calcio, siendo el oxígeno y el silicio los más abundantes. En términos generales, en la ZMQ se registra un descenso en las concentraciones de sodio, potasio, hierro y calcio, lo cual indica un posible mecanismo de intercambio iónico (Vázquez-Mejía, Martínez-Miranda, Fall, Linares-Hernández, & Solache-Ríos, 2015). Por el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

lado contrario, se verificó un aumento de las concentraciones de aluminio (7.28 %), oxígeno (5.39 %) y silicio (13.21 %).

Por otra parte, para la ZMF, puede verificarse el incremento en la concentración de elementos catiónicos como calcio (30.43 %), potasio (1.61 %) y sodio (10.38 %), lo que demostraría la afinidad del mineral por éstos, tal como lo establecen Mohan y Pittman (2007). Es importante resaltar que no se pudo cuantificar arsénico como parte de la composición de la ZMF, debido, posiblemente, a que la concentración porcentual del elemento se hallaba por debajo del límite mínimo de detección del equipo utilizado. En comparación con estos resultados, Lizama-Allende, Henry-Pinilla y Díaz-Droguett (2017), evaluando zeolitas para la remoción de As (V) disuelto en agua ácida y utilizando un microscopio electrónico de barrido FEI Quanta 250, sí determinaron, en el análisis EDS, la presencia de arsénico como parte de la composición química elemental de la superficie de las zeolitas posterior al proceso de sorción.

Microscopía electrónica de barrido

Las micrografías electrónicas de barrido de la ZN y ZMQ se muestran en la Figura 2 (a-d). La superficie de la ZN muestra irregularidades que se

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

manifiestan en profundidades y aglomeración de partículas (Figura 2b, círculo rojo). Puede verificarse que existe un cambio en la morfología después de la modificación química (Figura 2 (c y d)), generándose la aparición de formas laminares (flechas rojas), que presentan diferencias perceptibles, principalmente en longitud. Los resultados coinciden con los obtenidos por Silva *et al*. (2019), quienes utilizando modificación con ácido sulfúrico, registraron, para las zeolitas tipo clinoptilolita, estructuras elongadas hexagonales que presentaban diferencia notable respecto de la morfología de la ZN sin tratamiento.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

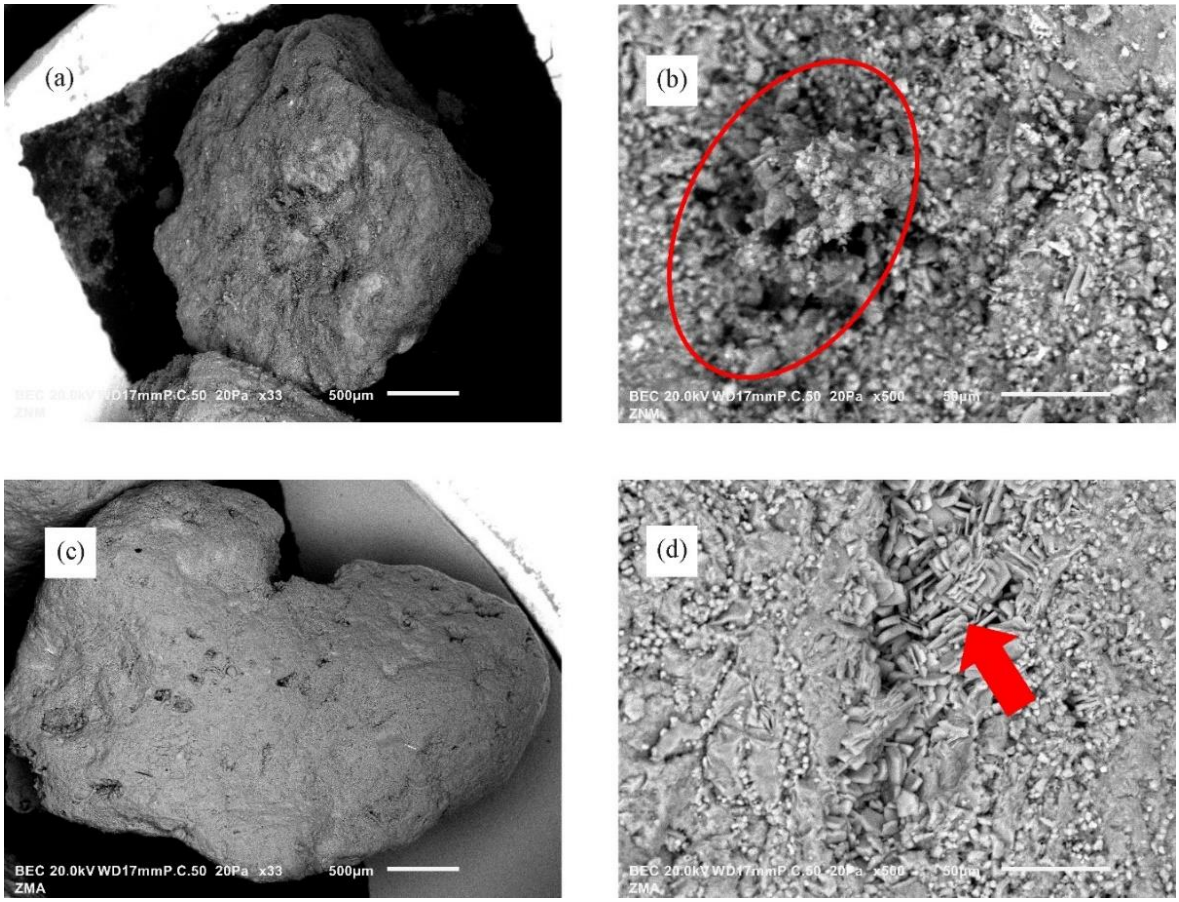


Figura 2. Imágenes de composición electrónica de retrodispersión correspondientes a la zeolita tipo clinoptilolita antes y después de la modificación química ácida: (a) ZN 33×, (b) ZN 500×, (c) ZMQ 33× y (d) ZMQ 500×.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Difracción de rayos X de polvos

La Figura 3a muestra el difractograma obtenido por DRXP para la ZN, el cual fue comparado respecto del patrón ICSD (Inorganic Crystal Structure Database), código de colección 087847, comprobándose que la fase mineral principal de la roca zeolítica utilizada corresponde con la clinoptilolita. La Figura muestra asimismo la indexación realizada con respecto al patrón ICSD mencionado.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

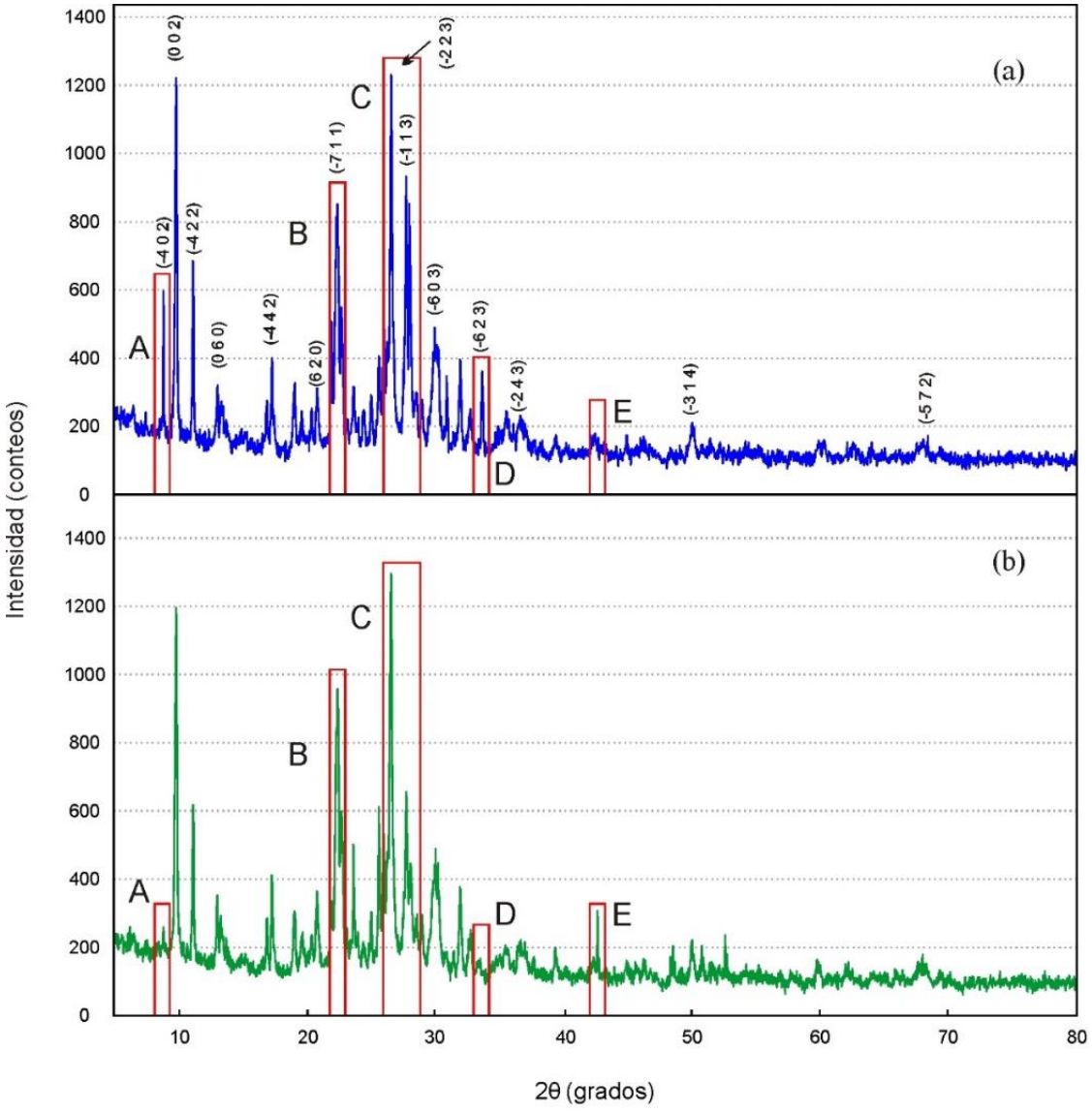


Figura 3. Patrón resultante del análisis de difracción de rayos X de polvo realizada a la zeolita tipo clinoptilolita utilizada en la investigación: (a) ZN y (b) ZMQ. Las letras A a la E identifican los principales 2θ

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(grados) en los que ocurren las variaciones más representativas en los conteos del difractograma.

Los difractogramas realizados a la ZN (Figura 3a) y la ZMQ (Figura 3b) son similares, y se puede considerar que la modificación química no cambia dicho patrón, pues no hay nuevos picos ni se generan desplazamientos horizontales en ellos, sino sólo cambios en su intensidad, atribuibles al proceso de modificación realizado (Torres-Pérez, 2005). Se pueden identificar cinco cambios principales en la intensidad identificados en la ZMQ respecto de la ZN, los cuales se señalan con las letras A a la E (Figura 3 (a y b)). Similar evidencia de la no afectación de la estructura cristalina de las zeolitas —posterior a su acondicionamiento químico— ha sido reportada previamente en investigaciones similares (Torres-Pérez, 2005; Garay-Rodríguez *et al*., 2018).

Pruebas de columna de lecho fijo empacadas con zeolitas

Análisis de elementos de interés en el sistema depurativo

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La Figura 4 muestra la evolución de las variables fisicoquímicas analizadas en el sistema de columnas de tratamiento, las cuales se utilizaron como elementos adicionales para examinar su desempeño depurativo. Los sulfatos (Figura 4a) muestran una tendencia estable para el sistema de columna empacada con la ZN y la ZMQ para todo el tiempo de operación. De forma semejante, McDonald, Reddy, Singh, Prakash-Singh y Mukherjee (2015) no reportan afinidad de sorción de este anión hacia partículas de CuO usadas en la remoción de arsénico, factor considerado deseable pues, comúnmente, los sulfatos se reportan como aniones que reducen la eficiencia de remoción en sistemas multiiónicos.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

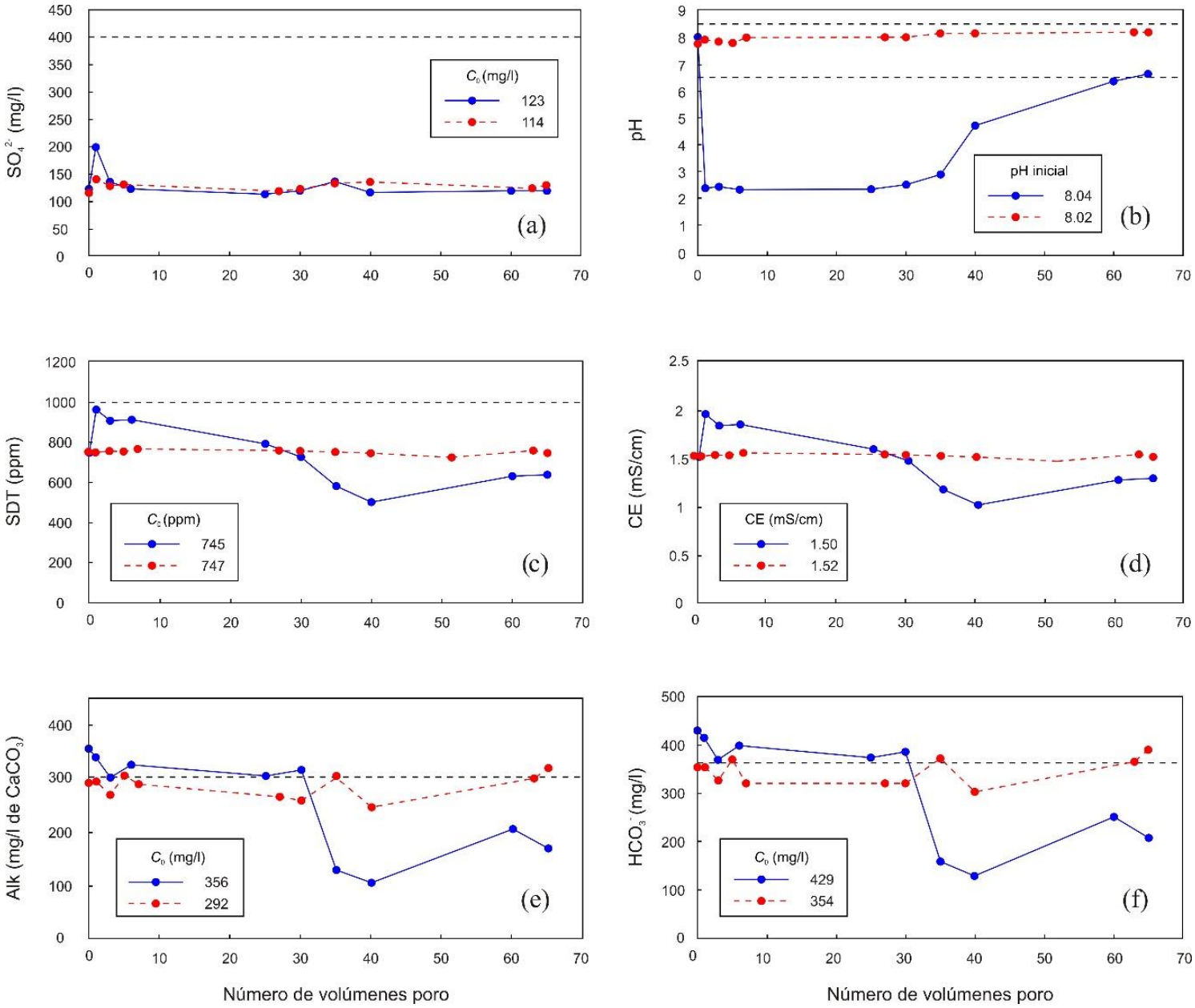


Figura 4. Evolución de las variables fisicoquímicas en el sistema de tratamiento de columna de lecho fijo empacada con ZN (líneas rojas

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

discontinuas) y ZMQ (Línea azul continua) durante el proceso de remoción de As (V) para un Q_v de 10 ml/min: (a) sulfatos, (b) pH, (c) sólidos disueltos totales, (d) conductividad eléctrica, (e) alcalinidad y (f) bicarbonatos. Líneas discontinuas horizontales negras representan el límite máximo permisible estipulado en la NOM-127-SSA1-1994. Recuadros en cada Figura indican la concentración o cuantificación inicial de la variable fisicoquímica en el agua sintética inyectada a la columna.

El pH (Figura 4b) para la ZN tiende a ser más estable que para las determinaciones registradas para la ZMQ. Para esta última, esta variable, que parte de un valor de ocho desde la solución sintética inyectada a la columna, baja a una cuantificación de 2.38 para mostrar, posteriormente, una tendencia ascendente. Es necesario hacer notar que conforme el tiempo de prueba avanza, el pH tiende a neutralizarse e incluso a lograr cuantificaciones que están dentro de los límites mínimo y máximo estipulados en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (Secretaría de Salud, 2000), mostrando la capacidad de la zeolita de amortiguar el pH para la prueba de ZMQ y para mantenerlo a partir de la realizada con la ZN. Otros autores han señalado previamente esta capacidad amortiguadora del pH de las zeolitas; en ese sentido, Córdova-Rodríguez, Garcell-Puyans y Rodríguez-Iznaga (2018) establecieron que esta tendencia responde al hecho de que conforme el lecho sorbente se va saturando, los iones OH^- encuentran cada vez menos sitios de sorción

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y, por ende, empiezan a aumentar su concentración en el efluente de la columna de tratamiento.

En términos depurativos, estas variaciones en el pH determinadas en la investigación (Figura 4b) estarían generando que el As (V) permanezca en la forma $H_2AsO_4^-$, en el rango de pH de 2.5 a 6, y en forma de $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$ en el rango de 6 a 6.5, algo que en términos prácticos representaría un rango adecuado para funcionamiento bajo diversas circunstancias. Se han investigado otros adsorbentes efectivos para la sorción de arsénico en rangos de pH similares, como la puzolana recubierta con hierro y aluminio (Vázquez-Mejía *et al*., 2015), y la escoria roja recubierta con cerio (Asere *et al*., 2017), con pH óptimo en el rango 3-10.

Los SDT y la CE (Figuras 4c y 4d) tienen, para la prueba con ZMQ, una tendencia a la baja con respecto al tiempo de operación de la columna, mostrando una disposición a la estabilización al final de la prueba, por lo que deberán considerarse periodos mayores para validar una conclusión más puntual respecto del efecto en estas variables. A diferencia de la ZMQ, la ZN muestra para ambas variables tendencia constante durante la operación de la columna. Esto podría demostrar la influencia que los cambios operados por la modificación química tendrían sobre la capacidad de remoción de otros elementos no cuantificados en la investigación y que formaron parte de la solución sintética utilizada. Esto puede sustentarse a través de la Tabla 2, donde para la ZMF se observa

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

un incremento de la concentración de elementos catiónicos, entre los que destacan sodio, potasio y calcio.

Los variables químicas alcalinidad y bicarbonatos (Figuras 4e y 4f) muestran, para la ZN, una tendencia estable, ocurriendo solamente pequeños cambios a la baja; mientras que para la ZMQ es una tendencia decreciente, situación que puede explicarse en función de las cuantificaciones de pH registradas en la investigación. En este sentido, para la ZMQ se registraron valores de pH menores a cinco hasta 40 VP, generando un 90 % de la especie H_2CO_3 volátil contra un 10% de HCO_3^-, pudiendo darse pérdidas del primer compuesto a partir de ello. Esto llevaría a concluir que la reducción en las concentraciones de HCO_3^- se debe a dicho mecanismo y no a la competencia por sitios de sorción en la zeolita.

En contraposición a ello, la evolución del pH para la ZN (Figura 4b) muestra una tendencia más estable, con un valor promedio de 7.98 para el periodo de operación. Esto determina un 3 % del compuesto H_2CO_3 respecto de un 97 % de HCO_3^- presente en solución, explicando de tal manera las concentraciones más estables de este último en el efluente de la columna operada con ZN.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Curvas experimentales de ruptura para la sorción de arsénico

Las Figura 5 (c, d y e) muestra las CRE para las pruebas con ZN y ZMQ, a partir de lo cual se obtuvieron los parámetros de interés resumidos en la Tabla 3. Puede apreciarse que hay un incremento de los tiempos de ruptura y saturación en la ZMQ respecto de la ZN. El mayor efecto puede constatarse para el tiempo de saturación, el cual casi se duplica, pasando de 26.6 h a 50 h en la ZMQ.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

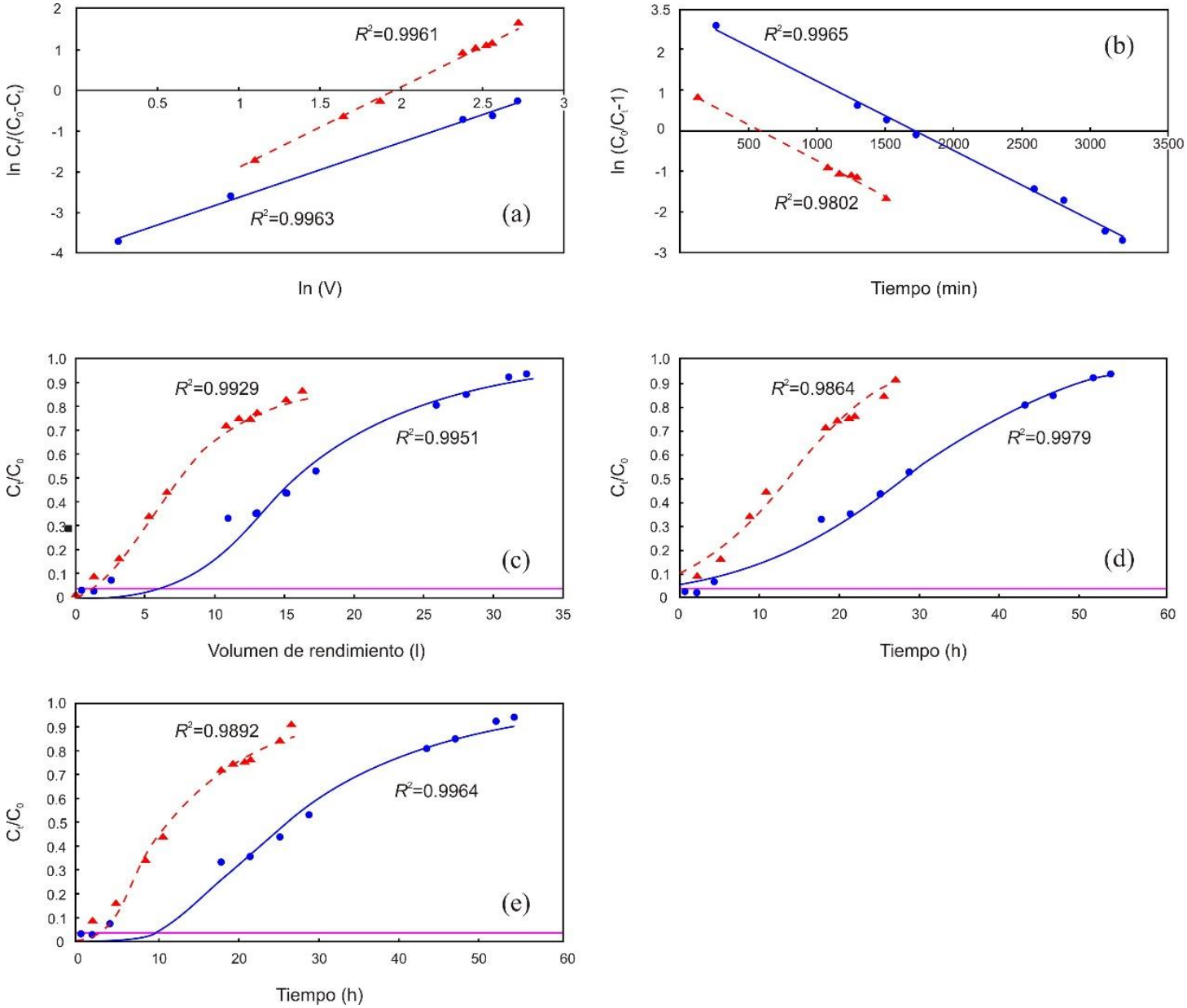


Figura 5. Curvas de predicción del proceso de sorción de As (V) en la columna de lecho fijo empacada con ZN (triángulos y modelación en

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

línea discontinua) y ZMQ (puntos y modelación en línea continua) para un Q_v de 10 ml/min: (a) modelo lineal de Yan, (b) modelo lineal de Thomas, (c) modelo no lineal de Yan, (d) modelo no lineal de Thomas y (e) ecuación de advección dispersión. Línea magenta horizontal indica LMA de concentración de 10 µg/l.

Tabla 3. Resumen de los parámetros experimentales de las columnas de sorción empacadas con ZN y ZMQ para la remoción de As (v).

Parámetro	**Unidades**	**Zeolita**	
		ZN	**ZMQ**
C_0	mg/l	0.2432	0.2598
Q_v	ml/min	10	10
M	g	772	772
t_r	h	4	5.79
V_r	l	2.40	3.47
t_s	h	26.6	50
V_s	l	22	30
V_{10}	l	1.6	6.1
q_{tr}	mg/g	0.0001	0.00009
q_e	mg/g	0.002	0.005

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

AsR	%	47.48	48.51

C_0: concentración inicial de arsénico en la solución; Qv: tasa de flujo; M: peso seco de zeolita; t_r: tiempo de ruptura; V_r: volumen a ruptura; t_s: tiempo de saturación; V_s: volumen a saturación; V_{10}: volumen en el que la concentración es menor o igual a 10µg/l; q_{tr}: capacidad de sorción a ruptura; q_e: capacidad máxima de sorción experimental (a saturación); *AsR:* remoción porcentual de arsénico a saturación; ZN: zeolita natural; ZMQ: zeolita modificada químicamente.

Un aumento significativo, del 150 %, registra el parámetro q_e con la implementación de la ZMQ (cuantificado en 0.005 mg/g) respecto de la ZN (Tabla 3). Este resultado difiere del reportado por Baskan y Pala (2014), quienes determinaron un q_e de 0.009 mg/g, utilizando un Q_v de 2 ml/min en columnas empacadas con zeolita clinoptilolita modificada con hierro y sodio.

Es importante resaltar que Yunnen *et al*. (2017) establecen la existencia de una relación inversa entre las variables q_e y Q_v. La investigación realizada por Roy *et al*. (2013), quienes utilizan carbón de caña de azúcar modificado, ilustra esta tendencia y muestra, adicionalmente, la alta sensibilidad al cambio que tiene la primera en función de la modificación de la segunda. En ese sentido, la función de segundo orden que relaciona dichas variables estableció que un incremento pequeño en el Q_v, de 7.0 a 7.8 ml/min induciría una reducción drástica del q_e, pasando de 0.0236 a 0.0004 mg/g. Como consecuencia de ello, puede afirmarse que una reducción en el Q_v estaría induciendo

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mejoras sustanciales en el q_e logrado en la columna de tratamiento empacada con ZMQ.

La Tabla 4 compara el parámetro q_e de algunas investigaciones similares relacionadas con la remoción de As (V). Puede establecerse que las zeolitas reportan los valores más bajos de capacidad de sorción respecto del resto de materiales utilizados; sin embargo, esta característica podría verse compensada por ser las zeolitas un material de gran disponibilidad, abundancia y bajo costo (Wang, Terdkiatburana, & Tadé, 2008; Han *et al*., 2010; Baskan & Pala, 2011).

Tabla 4. Comparación de la capacidad de sorción máxima (q_e) para diferentes materiales y condiciones de operación para el As (v).

Material sorbente	**Modificación**	**Operación**	**Condiciones de operación**	**q_e**	**Referencia**
Zeolita tipo clinoptilolita	1 M H_2SO_4	Columna	M: 772 g; C_0: 0.2598 mg/l As (V); Q_v: 10 ml/min; pH: 8	0.005	Esta investigación
Zeolita tipo clinoptilolita	0.1 M $FeCl_3$	Batch	R: 150 rpm; M: 500 mg;	0.009	Baskan y Pala (2011)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

			pH: 7; C_0: 100 µg/l		
Zeolita	2 mol/L NaCl y 0.1 mol/L $FeCl_3$	Batch	R: 100 rpm/ 24 h; M: 1 g; C_0: 30 µg/l; S: 1 000 ml	0.196	Siljeg *et al*. (2012)
Carbón de caña de azúcar	1.0 M solución ácida de Tioglicol	Columna	*M*: 6 g; C_0: 1.5 mg/l As (V); Q_v: 3.0 ml/min; pH: 6	0.084	Roy *et al*. (2013)
Zeolita tipo clinoptilolita	0.1 M $FeCl_3$	Columna	C_0: 100 µg/l As (V); Q_v: 2 ml/min; pH: 6.5	0.009	Baskan y Pala (2014)
Carbón activado	óxido de cerio	Batch	M: 0.01 g; R: 200 rpm por 24 h; C_0: 1-150 mg/l As (V); S: 100 ml	43.60	Yu, Zhang, Yang y Chen (2017)
Granos de residuo de	2 mol/L NaOH	Columna	*M*: 353 g; C_0: 2.0 mg/l As (V); Q_v: 0.91	1.42	Yunnen *et al*. (2017)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

industria de la cerveza			ml/min; H: 32 cm		
Piedra pómez	0.25M $Ce(NO_3)_3 \cdot 6H_2O$	Batch	R: 200 rpm por 24 h; pH: 7; S: 25 ml; C_0: 0.25 mg/l As (V); T°: 24 °C	0.051	Asere *et al*. (2017)

Q_v: tasa de flujo; C_0: concentración inicial; R: revoluciones; M: masa de adsorbente; H: altura de columna utilizada; S: volumen de solución utilizado en prueba batch; T°: temperatura; q_e: capacidad máxima de sorción experimental en mg/g; pH hace referencia a la cuantificación en la solución inicial utilizada en la prueba.

Estos menores valores de q_e reforzarían lo expresado por Campos y Buchler (2007) respecto de que la mayoría de las zeolitas poseen una carga estructural neta negativa, y por ella éstas tienen poca o ninguna afinidad por las especies aniónicas. De esta forma, el incremento del q_e obtenido con la ZMQ (Tabla 3), respecto de la ZN, podría explicarse por el hecho de que la modificación química realizada ejerció, posiblemente, cambios en la carga de la zeolita.

Evidencia adicional para explicar el incremento de la capacidad de sorción de la ZMQ puede hallarse en lo señalado por Yunnen *et al*. (2017), en cuanto a la importancia del incremento de sitios de unión, en el que los iones metálicos juegan un papel significativo. Esto se sustentaría en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el incremento del 7.28 % en el contenido de aluminio posterior a la modificación química implementada (Tabla 2), elemento que actuaría como puente adsorbiendo aniones de arsenato sobre el mineral modificado (Vázquez-Mejía *et al*., 2015).

Especial consideración merece el q_e determinado para la ZMQ, 0.005 mg/g, el cual difiere del resultado obtenido, de 0.009 y 0.256 mg/g, respectivamente, por Baskan y Pala (2014), y Shokrolahzadeh *et al*. (2017), utilizando, igualmente, zeolitas modificadas químicamente. Una diferencia operativa importante entre las investigaciones es el tamaño de partícula utilizada, la cual, para la ZMQ osciló entre los 2.36 mm y 1.68 mm, mientras que para los autores antes mencionados lo hizo entre 0.5-1.0 y 50-200 nm, respectivamente. La diferencia granulométrica utilizada ha demostrado tener influencia en la capacidad de remoción de los materiales sorbentes, pues como reportan Córdova-Rodríguez *et al*. (2018), un menor tamaño de partícula propiciaría tanto una mayor superficie como sitios de sorción para el As (V). Como consecuencia de ello, esta variable se considera de importancia, junto al Q_v, en los resultados de la capacidad de sorción logrados con la ZMQ.

Una consideración adicional que debe ser enfatizada es el volumen efluente que la ZMQ puede producir con concentraciones iguales o menores a los 10 µg/l establecidos como límite máximo admisible (LMA) para agua de consumo humano (Tabla 3). En ese sentido, éstas generan un máximo de 6.1 l por debajo de ese LMA en las condiciones de operación

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

establecidas. Existe una gran similitud entre este valor y los 8 l determinados por Baskan y Pala (2014), y difiere considerablemente de los 3.2 l establecidos por Xu, Nakajima y Ohki (2002), utilizando ambos zeolitas como material sorbente. Estas diferencias permiten concluir que la ZMQ se ubica en términos depurativos en un nivel competitivo adecuado, considerando que para fines prácticos es importante conocer este volumen antes del inicio de operación de un sistema de tratamiento (Vera-Cabezas *et al*., 2018).

De manera análoga a lo expuesto para el parámetro q_e, la reducción del Q_v podría aumentar el número de VP a los cuales la concentración registrada de arsénico total en el efluente iguale o sobrepase el LMA. Zou, Bai, Zhao, Li y Han (2011), y Roy *et al*. (2013) establecieron que la reducción del Q_v produce un aumento en el tiempo de ruptura y, por ende, del tiempo en el que se logren concentraciones efluentes superiores al LMA debido al mayor tiempo que el sorbato tiene para unirse a la superficie del sorbente.

Modelación matemática de las curvas de ruptura de la sorción de As (V)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Basado en los procesos de sorción realizados en las columnas de lecho fijo implementadas, la Tabla 5 reúne, para la prueba realizada con ZMQ, los parámetros de interés de los modelos implementados. El parámetro adsorción máxima del modelo (q) es similar entre los modelos utilizados, variando entre 0.0054 y 0.0057 mg/g, presentándose sólo una diferencia relativamente pequeña con respecto a YL (0.0063 mg/g).

Tabla 5. Estimación de los parámetros de los modelos y los índices de ajuste utilizados para el proceso de sorción de As (V) realizado en las pruebas de columna de lecho fijo empacada con ZMQ.

Parámetro/ índice	**Modelo**				
	TL	**TNL**	**YL**	**YNL**	**EAD**
K (l/min·mg)	0.0066	0.0064	-	0.1266	-
q (mg/g)	0.0057	0.0056	0.0063	0.0054	-
a_{mdr} (1/l)	-	-	1.3607	-	-
a (1/l)	-	-	-	3.2884	-
b (l)	-	-	-	16.1900	-
v (cm/h)	-	-	-	-	1.7955
D (cm^2/h)	-	-	-	-	9.9467
R	-	-	-	-	1.3792

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ME	0.1768	0.0326	0.1145	0.0303	**0.0295**
RMSE	0.0993	**0.0152**	0.0821	0.0230	0.0199
R^2	0.9965	**0.9979**	0.9963	0.9951	0.9964
EF	0.9965	**0.9975**	0.9963	0.9943	0.9957
CRM	**0.0000**	-0.0060	**0.0000**	0.0117	0.0099

TL: Thomas lineal; TNL: Thomas no lineal; YL: Yan lineal; YNL: Yan no lineal; EAD: ecuación de advección dispersión; ME: error máximo; RMSE: raíz del error cuadrático medio; R^2: coeficiente de determinación; EF: eficiencia del modelo; CRM: coeficiente de masa residual; R, ME, RMSE, EF y CRM son adimensionales. Los valores en negrita de los índices de ajuste indican el valor más cercano al ideal.

Además, la constante de velocidad del modelo (*K*), que caracteriza la rapidez de transferencia de soluto desde el líquido a la fase sólida, presenta bastante similitud entre los modelos TL y TNL, presentándose una diferencia significativa con respecto a YNL (0.1266 l/min·mg). Similares resultados de cercanía de los valores calculados de *q* y *K* fueron obtenidos por Bibiano-Cruz *et al*. (2016) para la remoción de dureza utilizando clinoptilolita natural y modificada, comparando los modelos TL y TNL.

Adicionalmente, la Tabla 5 muestra los parámetros *v*, *D* y *R* determinados para la EAD a través del módulo CXTFIT/Excel para los datos experimentales; sus valores ajustados fueron 1.7955 cm/h, 9.9467 cm^2/h y 1.3792 (adimensional), respectivamente. Similares resultados

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

para *D*, implementando CXTFIT, fueron determinados por Yu, Warrick y Conklin (1999) en el análisis de las CRE para evaluar el transporte de una solución con NaCl. Sus valores oscilaron entre 6.06 y 12.9 cm^2/h, para una profundidad de columna de 54.5 a 100.5 cm. Por otra parte, valores coincidentes para el parámetro *R* fueron observados por Zhao *et al*. (2017) en pruebas de columna de lecho fijo empacadas con arena de granulometría media para evaluar el transporte de una solución de KCl. Se reportaron valores de 1.125 a 1.396.

Las Figura 5 (a-e) muestra el ajuste de los datos experimentalmente determinados y la modelación realizada, pudiendo apreciarse que para todos los modelos existe una representación adecuada de las CRE. De las curvas de modelación, es importante revisar la diferencia en la pendiente establecida para la ZMQ respecto de la ZN. En ese sentido, Bibiano-Cruz *et al*. (2016) mencionan que lo escarpado de la curva es "una medida de la eficiencia de la columna para lograr la saturación". De esta forma, la menor pendiente determinada para la ZMQ determinaría una mayor capacidad de alcanzar la saturación, redundado con ello en un mayor tiempo de contacto sorbente-sorbato, expresándose en una mayor capacidad de sorción (q_e) (Tabla 3).

Es importante recalcar el comportamiento de los modelos no lineales utilizados: Yan (Figura 5c), Thomas (Figura 5d) y EAD (Figura 5e), los cuales, en ningún caso, representan adecuadamente los estadios iniciales de la CRE. Esta tendencia difiere del comportamiento obtenido

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

por Radnia, Ghoreyshi, Younesi, Masomi y Pirzadeh (2013), quienes determinaron que el modelo YNL brindaba un ajuste adecuado de los datos experimentales iniciales de la curva de ruptura resultante de la sorción de Fe (II) sobre la superficie de quitosano.

Análisis estadístico del error de ajuste de los modelos de sorción

La Tabla 5 reúne los índices estadísticos de ajuste utilizados para los modelos implementados para el proceso de sorción realizado en la columna empacada con ZMQ. Puede apreciarse que el índice ME oscila entre 0.0295 y 0.1768, mientras que el RMSE lo hace entre 0.0152 y 0.0993. Por otro lado, el R^2 presenta variaciones de 0.9951 a 0.9979; EF varía entre 0.9943 y 0.9975, y el CRM presenta valores desde -0.0060 hasta 0.0117.

Esto demuestra la idoneidad tanto de los modelos lineales como de los no lineales en la representación del fenómeno de sorción desarrollado en las columnas, siendo los últimos los que mejor se adecuan en función de los índices de ajuste utilizados a las CRE. Entre ellos, el modelo TNL es el más idóneo respecto de los otros cuatro modelos implementados, en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

función de los valores obtenidos para los índices RMSE, R^2 y EF, considerándose por ello que éste sería el más adecuado para escalar un proceso de depuración a nivel de campo.

Esta tendencia coincide con los resultados mostrados por Bibiano-Cruz *et al*. (2016), al evaluar la remoción de dureza presente en agua utilizando zeolita tipo clinoptilolita, al emplear los modelos TL y TNL, situación que fue atribuida a la pendiente determinada en la curva de modelación, aspecto previamente discutido para los resultados obtenidos para la ZN y la ZMQ (Figura 5).

Utilizando un enfoque adicional al tema de la idoneidad de los modelos en la descripción del proceso de sorción, Radnia *et al*. (2013) establecen como prioritaria la comparación del parámetro q. Este parámetro (Tabla 5), para los modelos TL, TNL y YNL, muestra, entre ellos, una tendencia de cuantificación bastante similar y además muy cercana al valor experimental (q_e) (Tabla 3), lo que demostraría la aplicabilidad de dichos modelos en la explicación del fenómeno de sorción en la columna (Bibiano-Cruz *et al*., 2016). Aunque se observó una mayor idoneidad estadística para el modelo TNL (Tabla 5), la igualmente adecuada predicción del q_e por los modelos TL y YNL no debería ser ignorada (Radnia *et al*., 2013).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

La remoción de arsénico presente en agua de consumo humano ha sido un tema de interés en las últimas décadas por las graves implicaciones sanitarias a las que grandes grupos poblacionales están expuestos. En esta investigación fueron implementadas pruebas de sorción utilizando zeolitas tipo clinoptilolita naturales y modificadas químicamente, empacadas en columnas de lecho fijo, para la remoción de arsénico desde la fase acuosa.

Como consecuencia de lo anterior, la modificación química implementada indujo cambios morfológicos y químicos con los cuales se obtuvo un cambio positivo en su capacidad de sorción y, por ende, en las características de la curva de ruptura experimental. Se observó una mayor afinidad del As (V) en la ZMQ respecto de su forma natural, de acuerdo con la revisión de los parámetros q_e (0.005 mg/g), tiempo de ruptura y tiempo de saturación. Fue posible un incremento importante en el volumen efluente con concentraciones menores o iguales a 10 µg/l, con lo que se logró tratar un total de 14 VP, tomando como referencia dicho LMA.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 174-241. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-05

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La simulación de la cinética de sorción mostró que el modelo no lineal de Thomas predice de modo adecuado el desempeño depurativo de la columna empacada con ZMQ con los valores más idóneos de tres índices de ajuste: el coeficiente de correlación, el coeficiente de eficiencia y la raíz del error cuadrático medio. Por ello, este modelo puede ser apropiado para el escalamiento en pruebas de campo para la remoción de arsénico. Este paso sería importante para evaluar la eficiencia del material bajo condición multicomponente, en la que el antagonismo iónico natural podría ser una limitante en su desempeño de remoción.

Puede concluirse que el acondicionamiento ácido realizado en las zeolitas potenció la remoción de arsénico presente en solución acuosa, permitiendo de esta forma la preparación de un material sorbente de características adecuadas, caracterizado por su bajo costo, gran abundancia, fácil adquisición y, principalmente, tasas de eficiencia depurativa adecuadas bajo distintas condiciones. Por ello, podrían utilizarse para la depuración del metaloide bajo condiciones dinámicas de operación. No obstante lo anterior, y por sus implicaciones directas en la capacidad sorbente del material, investigaciones futuras podrían enfocarse en pruebas adicionales a distintas concentraciones iniciales de As (V), menores tasas de flujo, mayores tiempos de contacto y residencia del soluto e, incluso, hacia la reducción en la granulometría del material sorbente.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Universidad Autónoma del Estado de México; al Laboratorio de Calidad del Agua del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua por el apoyo técnico brindado; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt); al Dr. Uvaldo Hernández, técnico responsable de realización de análisis en el Laboratorio de Difracción de Rayos X de Polvos del Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM-UNAM por el apoyo brindado; y al Dr. Víctor Castrejón, técnico del Centro de Cooperación Academia-Industria del Tecnológico de Estudios Superiores de Jocotitlán, en el Estado de México, quien operativizó las pruebas de MEB-EDS. Además, reconocemos los valiosos comentarios y sugerencias de los revisores anónimos que mejoraron sustancialmente el contenido del artículo.

Referencias

Asere, T. G., Fufa, F., Gijs, D. L., Stevens, C. V., Tessema, D. A., & Verbeken, K. (2017). Adsorption of As (III) *versus* As (V) from aqueous solutions by cerium-loaded volcanic rocks. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 20446-20458. DOI: 10.1007/s11356-017-9692-z. DOI: 10.1007/s11356-017-9692-z

Avilés, M., Garrido, S. E., Esteller, M. V., De-La-Paz, J. S., Nájera, C., & Cortés, J. (2013). Removal of groundwater arsenic using a household

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

filter with iron spikes and stainless Steel. *Journal of Environmental Management*, 131, 103-109. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.09.037

Baskan, M. B., & Pala, A. (2014). Batch and fixed-bed column studies of arsenic adsorption on the natural and modified clinoptilolite. *Water, Air, Soil Pollution*, 225, 1978. DOI: 10.1007/s11270-013-1798-4

Baskan, M. B., & Pala, A. (2011). Removal of arsenic from drinking water using modified natural zeolite. *Desalination*, 281, 396-403. DOI: 10.1016/j.desal.2011.08.015

Baskan, M. B., & Pala, A. (2010). A statistical experiment design approach for arsenic removal by coagulation process using aluminum sulfate. *Desalination*, 254, 42-48. DOI: 10.1016/j.desal.2009.12.016

Bibiano-Cruz, L., Garfias, J., Llanos, H., Martel, R., & Salas-García, J. (2016). Batch and column test analyses for hardness removal using natural and homoionic clinoptilolite: Breakthrough experiments and modeling. Sustain. *Water Resources Management*, 2, 183-197. DOI: 10.1007/s40899-016-0050-y

Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jean, J. S.,…, & Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*, 429, 2-35. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.06.024

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Burgos, H., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2020). Caracterización espacio-temporal de la distribución de arsénico en un acuífero kárstico en el sur del Estado de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 73(1), 1-31. DOI: 10.18268/BSGM2021v73n1a160820

Campos, V., & Buchler, P. M. (2007). Anionic sorption onto modified natural zeolites using chemical activation. *Environmental Geology*, 52, 1187-1192. DOI: 10.1007/s00254-006-0556-y

Chiavola, A., D´Amato, E., & Baciocchi, R. (2012). Ion exchange treatment of groundwater contaminated by arsenic in the presence of sulphate. Breakthrough experiments and modeling. *Water, Air, Soil Pollution*, 223, 2373-2386. DOI: 10.1007/s11270-011-1031-2

Concha, G., Nermell, B., & Vahter, M. V. (1998). Metabolism of inorganic arsenic in children with chronic high arsenic exposure in northern Argentina. *Environmental Health Perspectives*, 106(6), 355-359. DOI: 10.1289/ehp.98106355

Córdova-Rodríguez, C. V., Garcell-Puyans, L. R., & Rodríguez-Iznaga, I. (2018). Remoción del cromo de residuales alcalinos con zeolita natural, en una columna de adsorción de lecho fijo. *Tecnología Química*, 38(2), 210-222.

Esteller, M. V., Martínez-Florentino, A. K., Morales-Reyes, G. P., Cardona, A., & Expósito, J. L. (2019). Mixing processes between thermal waters and non-thermal waters: A case study in Mexico.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Environmental Earth Sciences, 78, 295. DOI: 10.1007/s12665-019-8311-3

Fufa, F., Alemayehu, E., & Lennartz B. (2014). Sorptive removal of arsenate using termite mound. *Journal of Environmental Management*, 132, 188-196. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.10.018

Garay-Rodríguez, M. E., Gutiérrez-Arzaluz, M., Mejía-Saavedra, J., Carrizalez-Yanez, L., Mugica-Álvarez, V., & Torres-Rodríguez, M. (2018). Natural Mexican zeolite modified with iron to remove arsenic ions from water sources. *Proceedings*, 2, 1312. DOI: 10.3390/proceedings2201312

Han, R., Wang, Y., Sun, Q., Wang, L., Song, J., He, X.,…, & Dou, C. (2010). Malachite green adsorption onto natural zeolite and reuse by microwave irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 1056-1061. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.118

Homaee, M., Dirksen, C., & Feddes R. A. (2002). Simulation of root water uptake: Non-uniform transient salinity using different macroscopic reduction functions. *Agricultural Water Management*, 57(2), 89-109. DOI: 10.1016/S0378-3774(02)00072-0

Kanzari, S., Hachicha, M., & Bouhlila, R. (2015). Laboratory Method for Estimating Solute Transport Parameters of Unsaturated Soils. *American Journal of Geophysics, Geochemistry and Geosystems*, 1(4), 149-154.

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keshtkar, A. R., Kafshgari, F., & Mousavian, M. A. (2012). Binary biosorption of uranium (VI) and nickel (II) from aqueous solution by Ca-pretreated *Cystoseira* indica in a fixed-bed column. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 292, 501-512. DOI: 10.1007/s10967-011-1436-9

Lizama-Allende, K., Henry-Pinilla, D., & Diaz-Droguett, D. E. (2017). Removal of arsenic and iron from acidic water using zeolite and limestone: Batch and column studies. *Water, Air, Soil Pollution*, 228, 275. DOI: 10.1007/s11270-017-3466-6

Lodeiro, P., Herrero, R., & Sastre-de-Vicente, M. E. (2006). The use of protonated Sargassum muticum as biosorbent for cadmium removal in a fixed-bed column. *Journal of Hazardous Materials*, B137, 244-253. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.01.061

McDonald, K. J., Reddy, K. J., Singh, N., Prakash-Singh, R., & Mukherjee S. (2015). Removal of arsenic from groundwater in West Bengal, India using CuO nanoparticle adsorbent. *Environmental Earth Sciences*, 73, 3593-3601. DOI: 10.1016/S0160-4120(01)00116-7

Mohan, D., & Pittman, Jr. C. U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents. A critical review. *Journal of hazardous Materials*, 142, 1-53. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.01.006

Mondal, P., Bhowmick, S., Chatterjee, D., Figoli, A., & Van-der-Bruggen, B. (2013). Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

water supply: A critical assessment of technological solutions. *Chemosphere*, 92, 157-170. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.097

Mondal, M. K., & Garg, R. (2017). A comprehensive review on removal of arsenic using activated carbon prepared from easily available waste materials. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 13295-13306. DOI: 10.1007/s11356-017-8842-7

Moret-Fernández, D., & López, M. V. (2015). Un método sencillo para la estimación de la porosidad de un agregado de suelo. *Estudios en la Zona no Saturada*, 12(ZNS´15), 3-6. Recuperado de https://digital.csic.es/handle/10261/136762

Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable, Primer Apéndice a la tercera Edición. Volumen 1, Recomendaciones*. Organización Mundial de la Salud. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowsres.pdf

Radnia, H., Ghoreyshi, A. A., Younesi, H., Masomi, M., & Pirzadeh, K. (2013). Adsorption of Fe (II) from aqueous phase by chitosan: Application of physical models and artificial neural network for prediction of breakthrough. *International Journal of Engineering*, 26(8), 845-858. DOI: 10.5829/idosi.ije.2013.26.08b.06

Roy, P., Mondal, N. K., Bhattacharya, S., Das, B., & Das, K. (2013). Removal of arsenic (III) and arsenic (V) on chemically modified low-

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cost adsorbent: Batch and column operations. *Applied Water Science*, 3, 293-309. DOI: 10.1007/s13201-013-0082-5

Salas-García, J., Garfias, J., Martel, R., & Bibiano-Cruz, L. (2017). A low-cost automated test column to estimate soil hydraulic characteristics in unsaturated porous media. *Geofluids*, 2017, 1-13. DOI: 10.1155/2017/6942736

Secretaría de Salud. (2000). *NOM 127-SSA1-1994, Norma Oficial Mexicana, Modificación a la Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Recuperado de http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html

Shokrolahzadeh, A., Rad, A. S., & Adinehvand, J. (2017). Modification of nano clinoptilolite zeolite using sulfuric acid and its application toward removal of arsenic from water sample. *Journal of Nanoanalysis*, 4(1), 48-58. DOI: 10.22034/JNA.2017.01.006

Siljeg, M., Foglar, L., & Gudelj, I. (2012). The removal of arsenic from water with natural and modified clinoptilolite. *Chemistry and Ecology*, 28(1), 75-87. DOI: 10.1080/02757540.2011.619531

Silva, M., Lecus, A., Lin, Y., & Corrao, J. (2019). Tailoring natural zeolites by acid treatments. *Journal of Materials Science and Chemical Engineering*, 7, 26-37. DOI: 10.4236/msce.2019.72003

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Silva-Martínez, S., Flores-Villanueva, S., & Blass-Amador, G. (2005). Reparación de un gel a partir de desechos de aluminio y su uso en la eliminación de arsénico en agua para consumo humano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(4), 171-181.

Simsek, C. (2013). Assessment of naturally occurring arsenic contamination in the groundwater of Sarkisla Plain (Sivas/Turkey). *Environmental Earth Sciences*, 68, 691-702. DOI: 10.1007/s12665-012-1771-3

Smith, E. J., Davison, W., & Taylor, H. (2002). Methods for preparing synthetic freshwaters. *Water Research*, 36, 1286-1296. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00341-4

Tang, G., Mayes, M. A., Parker, J. C., & Jardine, P. M. (2010). CXTFIT/Excel-A modular adaptable code for parameter estimation, sensitivity analysis and uncertainty analysis for laboratory or field tracer experiments. *Computers & Geosciences*, 36, 1200-1209. DOI: 10.1016/j.cageo.2010.01.013

Thomas, H. C. (1944). Heterogeneous ion exchange in a flowing system. *Journal of the American Chemistry Society*, 66, 1664-1666. DOI: 10.1021/ja01238a017

Torres-Pérez, J. (2005). *Evaluación de las propiedades adsorbentes de una roca zeolítica modificada para la remoción de colorantes azoicos como contaminantes del agua* (tesis de licenciatura). Toluca, Estado de México, México: Universidad Autónoma del Estado de México.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tyrovola, K., Nikolaidis, N. P., Veranis, N., & Kallithrakas-Kontos, N. (2006). Arsenic removal from geothermal waters with zero-valent iron--Effect of temperature, phosphate and nitrate. *Water Research*, 40(12), 2375-2386. DOI: 10.1016/j.watres.2006.04.006

Usman, M., Martin, S., Cimetiere, N., Giraudet, S., Chatain, V., & Hanna K. (2014). Sorption of nalidixic acid onto micrometric and nanometric magnetites: Experimental stud and modeling. *Applied Surface Science*, 299, 136-145. DOI: 10.1016/j.apsusc.2014.01.197

Valencia-Ríos, J. S., & Castellar-Ortega, G. C. (2013). Predicción de las curvas de ruptura para la remoción de plomo (II) en disolución acuosa sobre carbón activado en una columna empacada. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 66, 141-158. Recuperado de https://revistas.udea.edu.co/index.php/ingenieria/article/view/15231

Vázquez-Mejía, G., Martínez-Miranda, V., Fall, C., Linares-Hernández, I., & Solache-Ríos, M. (2015). Comparison of Fe-Al-modified natural materials by an electrochemical method and chemical precipitation for the adsorption of F^- and As (V). *Environmental Technology*. DOI: 10.1080/09593330.2015.1074724

Vera-Cabezas, L. M., Bermejo-Campos, D., Uguña-Rosas, M. F., García-Alvear, N., Flores-Zamora, M., & Brazales, D. (2018). Modelado en columna de lecho fijo para la bioadsorción de Cd^{2+} y Pb^{2+} con cáscara

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de cacao. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(4), 611-620. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.04.05

Wang, S., & Mulligan, C. N. (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behaviour and distribution. *Science of the Total Environment*, 366, 701-721. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.09.005

Wang, S., Terdkiatburana, T., & Tadé, M. O. (2008). Adsorption of Cu (II), Pb (II) and humic acid on natural zeolite tuff in single and binary systems. *Separation and Purification Technology*, 62, 64-70. DOI: 10.1016/j.seppur.2008.01.004

Wierenga, P. J., & Van-Genuchten, M. T. (1989). Solute transport through small and large unsaturated soil columns. *Ground Water*, 27, 35-42. DOI: 10.1111/j.1745-6584.1989.tb00005.x

Xu, Y. H., Nakajima, T., & Ohki, A. (2002). Adsorption and removal of arsenic (V) from drinking water by aluminum-loaded Shirasu-zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, B92, 275-287. DOI: 10.1016/S0304-3894(02)00020-1

Yadanaparthi, S. K. R., Graybill, D., & Wandruszka, R. V. (2009). Adsorbents for the removal of arsenic, cadmium, and lead from contaminated waters. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 1-15. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.05.103

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yan, G., Viraraghavan, T., & Chen, M. (2001). A new model for heavy metal removal in a biosorption column. *Adsorption Science & Technology*, 19(1), 25-43. DOI: 10.1260/0263617011493953

Yu, C., Warrick A. W., & Conklin M. H. (1999). A moment method for analyzing breakthrough curves of step inputs. *Water Resources Research*, 35(11), 3567-3572. DOI: 10.1029/1999WR900225

Yu, Y., Zhang, C., Yang, L., & Chen, J. P. (2017). Cerium oxide modified activated carbon as an efficient and effective adsorbent for rapid uptake of arsenate and arsenite: Material development and study of performance and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 315, 630-638. DOI: 10.1016/j.cej.2016.09.068

Yunnen, C., Ye, W., Chen, L., Lin, G., Jinxia, N., & Rushan, R. (2017). Continuous fixed-bed column study and adsorption modeling: Removal of arsenate and arsenite in aqueous solution by organic modified spent grains. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26 (4), 1847-1854. DOI: 10.15244/pjoes/68869

Zeinali, F., Ghoreyshi, A. A., & Najafpour, G. D. (2010). Adsorption of dichloromethane from aqueous phase using granular activated carbon: Isotherm and breakthrough curve measurements. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 5(4), 191-198. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Ghasem_Najafpour/publication/284042427_Adsorption_of_dichloromethane_from_aqueous_phas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

e_using_granular_activated_carbon_Isotherm_and_breakthrough_curve_measurements/links/5654a5e908aefe619b1a0437.pdf

Zhao, P., Zhang, X., Sun, C., Wu, J., & Wu, Y. (2017). Experimental study of conservative solute transport in heterogeneous aquifers. *Environmental Earth Sciences*, 76, 421. DOI: 10.1007/s12665-017-6734-2

Zou, W., Bai, H., Zhao, L., Li, K., & Han, R. (2011). Characterization and properties of zeolite as adsorbent for removal of uranium (VI) from solution in fixed bed column. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 288, 779-788. DOI: 10.1007/s10967-011-1026-x

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

Artículos

Pronóstico de sequías meteorológicas usando redes neuronales artificiales en la cuenca del río Sonora, México

Forecast of meteorological droughts with neural networks in Sonora watershed, Mexico

Claudio César Hernández-Vásquez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3931-8780

Laura Alicia Ibáñez-Castillo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9287-655X

Ramón Arteaga-Ramírez[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9459-3588

Alejandro Ismael Monterroso-Rivas[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4348-8918

Rocío Cervantes-Osornio[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2597-4517

[1]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, claudiohdezvqz@gmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[2]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, libacas@gmail.com

[3]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, arteagarr@gmail.com

[4]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, aimrivas@gmail.com

[5]Campo Experimental Valle de México-INIFAP, Coatlinchán, México, rcervanteso@hotmail.com

Autor para correspondencia: Claudio César Hernández-Vásquez, claudiohdezvqz@gmail.com

Resumen

Las sequías son un fenómeno hidrometeorológico extremo que se caracteriza por la deficiencia de humedad de manera anormal y persistente. En los últimos años, este fenómeno se ha presentado con mayor frecuencia y con niveles de gravedad cada vez más intensos, lo que ha provocado numerosos impactos negativos en los sistemas ecológicos, agrícolas, ganaderos y sociales. Por lo tanto, su monitoreo y pronóstico deben ser parte integral de la planeación, preparación y mitigación de sus efectos adversos a nivel local, regional e incluso nacional. En México, los estudios se han enfocado mayoritariamente en la caracterización y el análisis de los eventos de sequía, por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar la aplicabilidad de las redes neuronales artificiales (RNA) para pronosticar las sequías meteorológicas en la parte

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

media y alta de la cuenca del río Sonora, México. Para ello se utilizaron los índices SPI y SPEI a escalas temporales de 3, 6, 12 y 24 meses, para el periodo de 1974 a 2013. De manera general, los resultados mostraron que las habilidades predictivas de los modelos de RNA fueron satisfactorias, con un coeficiente de determinación (R^2) promedio de 0.76 en la etapa final de validación de los modelos. Se observó que el rendimiento estadístico de los modelos para el pronóstico del SPEI fue superior al SPI y que éste aumentaba conforme la escala temporal era mayor, probablemente debido a que a corto plazo existe mayor variabilidad de las condiciones climáticas.

Palabras clave: SPI, SPEI, perceptrón multicapa (MLP), validación cruzada, propagación resiliente (RPROP).

Abstract

Droughts are hydrometeorological hazards that are characterized by an abnormal and persistent humidity deficit. In the last years, this hazard has been present more frequently and with more severity levels, producing negative impacts on the ecosystem, agriculture, livestock, and society. Therefore, its monitoring and forecast, must be part of integral planning, preparation, and mitigation of its adverse effects at local, regional, and national levels. In Mexico, most of the drought studies are focused on characterization and analysis. Thus, in this research, we evaluated the application of artificial neural networks (ANN) to forecast the meteorological droughts in the medium and high parts of the Sonora

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

River watershed. SPI and SPEI index were used, on scales of 3, 6, 12, and, 24 months, for the 1974 to 2013 period of years. Forecast results showed that ANN has a satisfactory level of prediction, with an average determination coefficient (R^2) in the validation phase, of 0.76. It was observed that the statistical efficiency of SPEI was better than that of SPI, and that this efficiency increased with the longer temporal scale; maybe because in a short term, climate variability is greater.

Keywords: SPI, SPEI, multilayer perceptron (MLP), cross-validation, resilient propagation (RPROP).

Recibido: 19/02/2021

Aceptado: 11/05/2021

Introducción

Las sequías se clasifican en meteorológica, agrícola, hidrológica y socioeconómica (Wilhite & Glantz, 1985). La primera de ellas se distingue por una disminución de la precipitación en comparación con la media histórica de un periodo de tiempo determinado; su intensificación y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

prolongación lleva a la aparición de los otros tipos de sequía (Ravelo, Sanz-Ramos, & Douriet-Cárdenas, 2014). Para su estudio y monitoreo se han empleado índices como una herramienta para evaluar sus principales características, como intensidad y duración; entre los más usados se encuentran el SPI (*Standard Precipitation Index*) y el SPEI (*Standard Precipitation Evapotranspiration Index*). El primero de ellos fue propuesto por McKee, Doesken y John (1993), y es recomendado por la Organización Meteorológica Mundial (OMM) como punto de partida para la vigilancia de la sequía (OMM & GWP, 2016); se calcula con base en los registros mensuales de precipitación; en cambio, el SPEI fue propuesto por Vicente-Serrano, Beguería y López-Moreno (2010) basado en el SPI y como dato de entrada usa un balance hídrico mensual que resulta de restar la evapotranspiración potencial a la precipitación. Ambos índices presentan valores positivos y negativos que se correlacionan directamente con eventos de humedad o sequía, y al ser de naturaleza probabilística describen características ideales para pronóstico y análisis de riesgos (Anshuka, van Ogtrop, & Willem-Vervoort, 2019), lo cual es importante para la toma de decisiones y acciones oportunas para evitar, reducir o mitigar los efectos adversos de este fenómeno extremo mediante la información anticipada de su intensidad, duración y dispersión espacial (Castillo-Castillo, Ibáñez-Castillo, Valdés, Arteaga-Ramírez, & Vázquez-Peña, 2018).

Mishra y Singh (2011) exponen las ventajas, limitaciones y aplicaciones de diversas metodologías para el pronóstico de sequías, entre

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ellas describen a las redes neuronales artificiales (RNA), una idea que fue propuesta por McCulloch y Pitts (1943) hace más de setenta años y que ha venido experimentando un gran resurgimiento desde inicios de la década de 1990 debido al desarrollo de algoritmos más sofisticados y la aparición de potentes herramientas computacionales. En hidrología, por ejemplo, se han utilizado con éxito en el pronóstico de precipitaciones, en el modelado del proceso lluvia-escorrentía, en el pronóstico de caudales, en la modelación de aguas subterráneas (ASCE, 2000) y en lo referente al pronóstico de sequías. Achour *et al*. (2020) mencionan que los modelos de inteligencia artificial, como lo son las redes neuronales, podrían arrojar mejores resultados que las técnicas convencionales como las cadenas de Markov, métodos de regresión y modelos estocásticos lineales autorregresivos de media móvil integrada (ARIMA), y de media móvil integrada autorregresiva estacional (SARIMA).

Las RNA son sistemas de procesamiento de información cuya estructura y funcionamiento están inspirados en las redes neuronales biológicas; tienen la capacidad de aprender, recordar y generalizar a partir de ejemplos o patrones de entrenamiento, tal y como lo hace el cerebro humano (ASCE, 2000). Se consideran una herramienta eficaz para modelar procesos no lineales, utilizan técnicas de regresión no paramétrica para relacionar las entradas y las salidas del sistema sin necesidad de entender el proceso físico implicado (Djerbouai & Souag-Gamane, 2016). De manera general, el procesamiento de la información en las RNA ocurre en elementos individuales llamados nodos o neuronas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(k), en ellas se recibe un determinado número (n) de entradas (x_1, x_2, x_3,…, x_n), que son ponderadas por un número determinado de constantes adaptables llamadas pesos sinápticos (w_1, w_2, w_3, …, w_n). Una vez que las entradas han sido ponderadas, se suman en el núcleo de la neurona (Σ) para producir lo que se conoce como entrada neta (u_k), la cual es evaluada por una función de activación (φ) y de esta forma genera la señal de salida de la neurona (y_k). Durante el procesamiento de la información se incluye un parámetro externo conocido como sesgo o *bias* (b_k), cuyo valor aumenta o disminuye la entrada neta dependiendo si es positivo o negativo, respectivamente (Haykin, 1998). En términos matemáticos, se puede describir una neurona k mediante las ecuaciones (1) y (2):

$$u_k = \sum_{i=1}^{n} x_i w_{ki} = x_1 w_{k1} + x_2 w_{k2} + x_3 w_{k3} + \cdots + x_n w_{kn} \quad (1)$$

$$y_k = \varphi(u_k + b_k) \quad (2)$$

Estudios recientes en diferentes regiones del mundo han demostrado que los modelos de RNA son eficaces para estimar y pronosticar las sequías mediante el análisis de índices como el SPI (Azizi, Tavakoli, Karimi, & Faramarzi, 2019; Choubin, Malekian, & Golshan, 2016; El-Ibrahimi & Baali, 2018) y el SPEI (Mouatadid, Raj, Deo, & Adamowski, 2018; Soh, Koo, Huang, & Fung, 2018; Zhang, Chen, Xu, & Ou, 2019). En México, los estudios se han enfocado en la caracterización

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y análisis de los eventos de sequía, son pocos los desarrollados en el ámbito del pronóstico usando RNA como el trabajo de Ravelo *et al*. (2014), quienes pronosticaron la intensidad de las sequías en la región del Organismo de Cuenca Pacífico Norte mediante el SPI y el Índice Severidad de Sequía de Palmer (PDSI, por sus siglas en inglés) obteniendo coeficientes de Pearson iguales o superiores a 0.84 para pronósticos a un mes y a 0.60 para pronósticos a tres meses, lo que se traduce en una buena correlación entre el índice de sequía calculado y el valor pronosticado mediante las redes neuronales y el trabajo de Villazón-Bustillos *et al*. (2016), donde utilizaron las redes neuronales NARX (*Nonlinear Autoregressive Exogenous*) para analizar los patrones de precipitación pluvial y poder predecir los próximos eventos de sequía en la región noroeste del estado de Chihuahua, obteniendo errores de predicción en la lluvia entre 2.35 y 12.16 mm utilizando modelos NARX; mientras que al usar modelos ARIMA, los errores de predicción fueron mayores, oscilando entre 4.85 y 56.45 mm. En la cuenca del río Sonora no existen antecedentes de estudios similares al propuesto, y se considera importante el pronóstico de las sequías en la cuenca, por un lado, porque se ubica dentro de sus límites Hermosillo, que es la capital del estado de Sonora y una de las ciudades más pobladas de la entidad, y que de acuerdo con Oertel *et al*. (2018) ha sufrido un incremento poblacional importante en los últimos años, que se ve reflejado en una demanda mayor de agua para uso agrícola, urbano e industrial. Y, por otro lado, se encuentra uno de los distritos de riego más importantes, la Costa de Hermosillo, siendo el sector agrícola el mayor usuario del agua disponible

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en la cuenca (Palma, González, & Cruickshank, 2015). Además de que los resultados mostrados por Hernández-Vásquez, Ibáñez-Castillo, Gómez-Díaz y Arteaga-Ramírez (2021) del análisis de las sequías meteorológicas en la zona de estudio indicaron que la intensidad y frecuencia de las sequías han aumentado e identificaron eventos importantes en los años 1997, 1999, 2000 y de 2011 a 2013. En este contexto, el conocimiento de las condiciones futuras de las sequías dentro de la cuenca de estudio ayudaría a crear planes de contingencia ante el impacto negativo de este fenómeno, y poder evitar graves consecuencias económicas, sociales y ambientales, por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar la aplicabilidad de las RNA para pronosticar las sequías meteorológicas en la parte media y alta de la cuenca del río Sonora, México. Para ello, se utilizaron los índices SPI y SPEI a escalas temporales de 3, 6, 12 y 24 meses para el periodo de 1974 a 2013.

Materiales y métodos

Área de estudio

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El área de estudio tiene una superficie de 21 220 km^2 cubriendo la parte media y alta de la cuenca del río Sonora, que se localiza en la región centro-noreste del estado con el mismo nombre (28° 5′ 19.23″ y 30° 59′ 18.56″ de latitud norte; 109° 52′ 8.92″ y 111° 37′ 52.81″ de longitud oeste) (Figura 1).

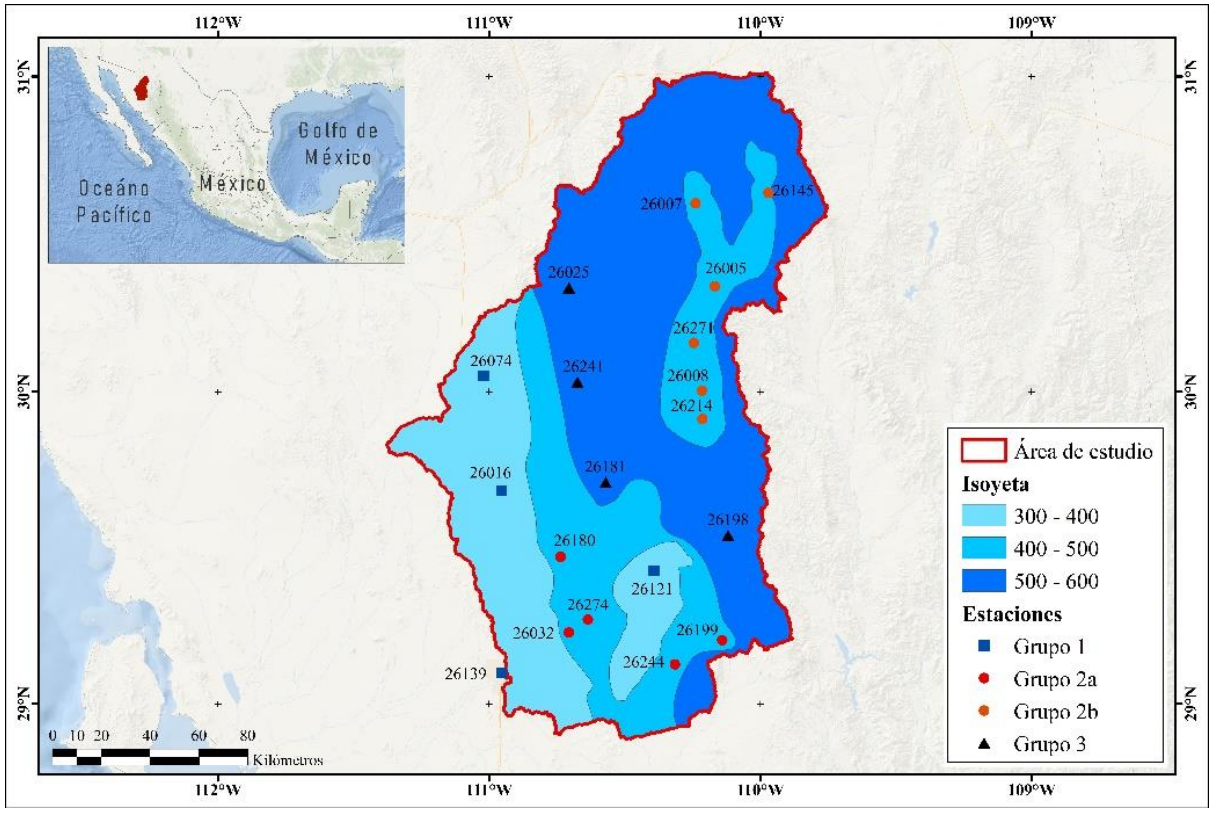


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio y estaciones climatológicas agrupadas por regiones homogéneas de precipitación.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Basándose en los datos climatológicos de 19 estaciones ubicadas dentro de la zona de estudio, la precipitación media oscila entre los 300 y 600 mm anuales, presentándose dos periodos de lluvias: el primero y más importante en verano asociado con el monzón de Norteamérica, y el segundo en invierno producto del impacto de los vórtices. La temperatura media anual varía de los 12 ºC en las zonas montañosas hasta los 24 ºC en las zonas aledañas a la ciudad de Hermosillo.

Información climatológica

Se usaron series con datos mensuales de precipitación, temperatura máxima y temperatura mínima de 19 estaciones climatológicas (Figura 1, Tabla 1) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2019). El periodo de datos fue de 40 años, de enero de 1974 a diciembre de 2013, y se requirió de series completas, por lo que la estimación de los datos faltantes se hizo por el método de la Ponderación de Distancia Inversa (IDW, por sus siglas en inglés) sugerido por la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2011), donde el dato ausente fue estimado con los valores

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

observados en las cuatro o, en su defecto, tres o dos estaciones circundantes (Campos-Aranda, 1998).

Tabla 1. Estaciones climatológicas ubicadas en la zona de estudio.

Estación		Altitud	Latitud	Longitud	P	Tmax	Tmin	Dat. est.	Grupo/isoyeta
			(N)	(W)	(mm)	(°C)	(°C)	(%)	
26139	Hermosillo II	221	29°05'56''	110°57'14"	363.5	32.2	17.7	0.3	1 (300 -400 mm)
26121	Ures	385	29°25'37''	110°23'31"	375.6	31.8	9.1	12.1	
26016	Carbo	464	29°41'03''	110°57'18"	374.6	31.2	13.0	4.9	
26074	Querobabi	661	30°03'02''	111°01'17"	394.0	31.2	11.3	12.1	
26032	El Orégano	279	29°13'48''	110°42'21"	410.6	33.8	14.1	6.9	2a (400 -500 mm)
26274	Topahue	300	29°16'15''	110°38'09"	418.6	33.1	12.9	22.4	
26180	El Cajón	390	29°28'19''	110°44'09"	414.2	32.1	11.7	2.3	
26244	Rancho Viejo	450	29°07'37''	110°18'54"	458.6	31.1	12.4	28.1	
26199	Pueblo de Álamos	589	29°12'15''	110°08'25"	498.8	30.8	11.7	15.8	
26214	Huepac	644	29°54'46''	110°12'47"	496.5	30.1	9.7	19.7	2b (400 -500 mm)
26008	Banamichi	675	30°00'12''	110°12'54"	459.7	30.7	13.3	1.7	

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

26271	Sinoquipe	740	30°09'20''	110°14'42"	504.5	30.5	11.6	39.8	
26005	Arizpe	836	30°20'08''	110°10'03"	474.5	29.4	10.0	31.9	
26007	Bacanuchi	1049	30°35'56''	110°14'18"	489.1	28.0	7.4	6.2	
26145	Bacoachi	1049	30°37'54''	109°58'12"	465.5	28.0	8.2	35.3	
26198	Mazocahui	449	29°32'26''	110°07'09"	517.6	31.4	11.2	22.1	
26181	Rayón	560	29°42'38''	110°34'14"	500.5	30.6	11.8	7.7	3
26241	Meresichic	712	30°01'50''	110°40'30"	521.8	28.5	11.0	38.9	(500 -600 mm)
26025	Cucurpe	853	30°19'50''	110°42'21"	524.7	29.6	10.3	10.4	
P= precipitación promedio anual, Tmax= temperatura máxima promedio,									
Tmin= Temperatura mínima promedio; Dat. est. = Datos estimados									

En la zona de estudio se generaron isoyetas o regiones homogéneas de precipitación (Figura 1, Tabla 1), por lo que las estaciones se agruparon de manera que compartieran patrones similares en los registros anuales de lluvia. Para cada estación de cada una de las regiones se calculó el SPI y SPEI a escalas temporales de 3, 6, 12 y 24 meses, siguiendo las metodologías desarrolladas por McKee *et al*. (1993) y Vicente-Serrano *et al*. (2010), respectivamente; finalmente, para cada región se obtuvieron series temporales con los valores medios de cada uno de los índices y escala temporal trabajada. Los cálculos se realizaron en RStudio (2018) haciendo uso de la paquetería SPEI.R de Beguería y Vicente-Serrano (2017). Para más información de los cálculos y análisis

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de las sequías en la zona de estudio se puede consultar a Hernández-Vásquez *et al*. (2021).

Redes Neuronales Artificiales (RNA)

Para el pronóstico de los índices SPI y SPEI a diferentes escalas temporales se evaluaron diferentes arquitecturas de redes neuronales multicapa, donde se incrementaron de manera unitaria la cantidad de neuronas en la capa de entrada (n = 3 a 12) y en la capa oculta (de n hasta $2n + 1$), los parámetros de cada modelo se estimaron usando el algoritmo de aprendizaje *RPROP+* o *RPROP-* y se usó validación cruzada de k = 10 iteraciones para evitar el sobreajuste y aumentar la capacidad de generalización de cada modelo, tal y como se describe detalladamente a continuación.

Existen diferentes modelos de RNA, sin embargo, en este trabajo se adoptó el perceptrón multicapa (MLP, por sus siglas en inglés) con conexiones hacia adelante (*feed-forward*), primero por ser la arquitectura más popular y segundo por ser reconocida como una de las más poderosas para la estimación de series de tiempo de tipo hidrológicas (Achour *et al*., 2020). Los modelos MLP desarrollados se basaron en una

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

arquitectura de tres capas de diferentes niveles con cantidades variables de neuronas en cada capa. En la capa de entrada, el número de neuronas fue igual a las observaciones retrasadas en el tiempo *t-n*, donde *n* son los retrasos que variaron de 3 a 12 meses de la serie con los valores del SPI o del SPEI en cada una de las escalas temporales de 3, 6, 12 o 24 meses. En la capa de salida se asumió una sola neurona, ya que se predijo una sola variable (SPI_{t+1} *o* $SPEI_{t+1}$). La densidad óptima de las neuronas en la capa oculta se determinó probando diferentes cantidades que iban de *n* hasta 2*n* + 1 en incrementos unitarios (Mishra & Desai, 2006).

Para obtener el valor de salida de la neurona se requirió conocer su valor de activación, por lo cual se utilizó la función sigmoidal, que posee un rango continuo de valores dentro de los intervalos (0, 1) y es reportada en la literatura como una de las funciones no lineales más usadas en la construcción de redes neuronales (Khan, Muhammad, & El-Shafie, 2018). Es expresada por la Ecuación (3), donde *u* representa la suma ponderada de las entradas para una neurona y *e* denota la función exponencial:

$$\varphi(u) = \frac{1}{1+e^{-u}} \tag{3}$$

Los valores de entrada de la RNA se normalizaron para que se encontraran dentro del rango la función de activación mediante la siguiente ecuación (Bari-Abarghouei, Reza-Kousari, & Asadi-Zarch, 2013):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$X_{nor} = \frac{X_0 - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (4)$$

Donde X_0 corresponde al valor original del índice de sequía, X_{min} y X_{max} representan el valor mínimo y máximo histórico en la serie de datos originales, y X_{nor} es el valor normalizado.

Durante la etapa de entrenamiento se ajustaron los pesos sinápticos de la red neuronal utilizando los algoritmos *RPROP+* (Riedmiller, 1994) y *RPROP-* (Riedmiller & Braun, 1993), que hacen referencia al método de aprendizaje *resilient propagation* (*RPROP*), que considera la propagación del error hacia atrás con y sin retroceso de peso, de forma respectiva. Este método se considera como una versión superior de *backpropagation* al resolver los problemas de convergencia lenta y el estancamiento de los pesos de la red alrededor de óptimos locales (Prasad, Singh, & Lal, 2013) y es reconocido por Ortíz, Villa y Velásquez (2007) como uno de los algoritmos más apropiados para entrenar redes neuronales artificiales.

Por otra parte, Velásquez, Villa y Souza (2010) mencionan que los MLP presentan algunos inconvenientes como el sobreajuste u *overfitting*, donde la red memoriza los datos de entrenamiento e incluso el ruido presente en ellos, haciendo que disminuya su capacidad de proporcionar una respuesta correcta ante datos que no se han usado durante el entrenamiento, es decir, en la etapa de validación o prueba (Günther & Fritsch, 2010). Para controlar el sobreajuste, en este estudio se utilizó la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

técnica de validación cruzada (*Cross Validation),* para lo cual se dividió el conjunto total de datos en $k = 10$ subconjuntos, donde uno de ellos sirvió como datos de validación y el resto como datos de entrenamiento. Este proceso se repitió de manera iterativa con cada uno de los posibles subconjuntos de validación (Martín-del-Brio & Sanz-Molina, 2001; Velásquez, Fonnegra, & Villa, 2013).

La RNA que condujo al mínimo error cuadrático medio (*MSE*) (Gómez-Guerrero & Aguayo-Arias, 2019; Vargas-Castañeda, Ibáñez-Castillo, & Arteaga-Ramírez, 2015) durante la validación, se conservó como la arquitectura óptima, y su desempeño en el pronóstico de los índices de sequía se evaluó a través de diversas medidas de bondad de ajuste, como el coeficiente de determinación (R^2) (Cervantes-Osornio, Arteaga-Ramírez, Vázquez-Peña, Ojeda-Bustamante, & Quevedo-Nolasco, 2013; Gallegos-Cedillo, Arteaga-Ramírez, Vázquez-Peña, & Juárez-Méndez, 2016) y la eficiencia de Nash-Sutcliffe (E) (Djerbouai & Souag-Gamane, 2016; Laqui *et al*., 2019; Soh *et al*., 2018). El cálculo de *MSE*, R^2 y *E* se muestra en las ecuaciones (5), (6) y (7), respectivamente:

$$MSE = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(Obs_i - Est_i)^2 \quad (5)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^{N}(Est_i - \overline{Est})(Obs_i - \overline{Obs})]^2}{[\sum_{i=1}^{N}(Est_i - \overline{Est})^2][\sum_{i=1}^{N}(Obs_i - \overline{Obs})^2]} \quad (6)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(Obs_i - Est_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(Obs_i - \overline{Obs})^2} \quad (7)$$

Donde *Obs* son los datos observados y $\overline{Obs}$ es la media observada, *Est* los datos estimados y $\overline{Est}$ la media estimada y *N* es el número de observaciones en el periodo considerado. Para el *MSE* un valor igual a cero, R^2 y *E* igual a 1.0 indican un ajuste perfecto del modelo y con una capacidad excelente para el pronóstico de sequías.

Para desarrollar los distintos modelos de RNA, la elección de la arquitectura óptima y el pronóstico de sequías, se utilizó la paquetería Neuralnet desarrollada por Günther y Fritsch (2010) para el programa RStudio (2018).

Resultados y discusión

Los resultados son presentados por grupos de estaciones que conforman cada región homogénea de precipitación como se indica en la Tabla 1. Para cada índice (SPI o SPEI) y escala temporal (3, 6, 12 o 24 meses) de cada grupo se probaron y evaluaron en total 1 900 modelos de RNA, como

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

se especifica en la Tabla 2, y se seleccionó aquel con el *MSE* mínimo durante la validación de los modelos.

Tabla 2. Modelos de redes neuronales artificiales para el pronóstico de sequías.

Neuronas en la capa de					**Algoritmos de entrenamiento**	***Cross Validation***	**Modelos diferentes de RNA**
Entrada	**Oculta**			**Salida**			
(*n*)	**(*n***	**a**	**2*n* + 1)**	**(SPI o SPEI)**	**(*RPROP*+ y *RPROP*-)**	***k* = 10**	
3	3	-	7	1	2	10	100
4	4	-	9	1	2	10	120
5	5	-	11	1	2	10	140
6	6	-	13	1	2	10	160
7	7	-	15	1	2	10	180
8	8	-	17	1	2	10	200
9	9	-	19	1	2	10	220
10	10	-	21	1	2	10	240
11	11	-	23	1	2	10	260
12	12	-	25	1	2	10	280

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la Tabla 3 se presentan los modelos de redes neuronales para el grupo 1 que alcanzaron el mejor rendimiento estadístico. Los resultados en general muestran un buen desempeño de los modelos; en la etapa de entrenamiento, el promedio de la eficiencia para una escala temporal de tres meses fue de 0.80, mientras que para 24 meses fue de 0.96. Independientemente del índice de sequía que se evalúo, durante la etapa de validación la eficiencia disminuyó en todos los casos, pero al probar las redes neuronales entrenadas y validadas con el conjunto completo de datos, las eficiencias aumentaron, las mínimas se obtuvieron para escalas de tres meses (SPI = 0.78 y SPEI = 0.79) y las máximas en escalas de 24 meses con valores de 0.96 y 0.97 para el SPI y SPEI, respectivamente.

Tabla 3. Modelos óptimos de redes neuronales para el grupo 1.

Índice	Arquitectura óptima	Algoritmo de entrenamiento	Entrenamiento			Validación			Serie completa		
			MSE	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2
SPI 3	10-14-1	*RPROP+*	0.009	0.79	0.79	0.012	0.48	0.54	0.143	0.78	0.78
SPI 6	7-10-1	*RPROP+*	0.007	0.82	0.82	0.004	0.74	0.75	0.125	0.82	0.82
SPI 12	10-14-1	*RPROP+*	0.004	0.91	0.91	0.002	0.84	0.86	0.062	0.91	0.91
SPI 24	8-17-1	*RPROP-*	0.002	0.96	0.96	0.001	0.74	0.80	0.031	0.96	0.96
SPEI 3	10-13-1	*RPROP-*	0.009	0.80	0.80	0.009	-0.07	0.51	0.145	0.79	0.79
SPEI 6	7-12-1	*RPROP-*	0.007	0.85	0.85	0.004	0.53	0.63	0.096	0.86	0.86

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

SPEI 12	12-15-1	*RPROP-*	0.003	0.94	0.94	0.004	0.37	0.62	0.045	0.94	0.94
SPEI 24	10-15-1	*RPROP-*	0.002	0.97	0.97	0.001	0.95	0.96	0.021	0.97	0.97

El-Ibrahimi and Baali (2018) exploraron la predicción de las condiciones de la sequía a corto plazo (SPI 3) y a largo plazo (SPI 12) en las estaciones climatológicas Fez-DRH y Ain Bittit ubicadas en la llanura de Saïss al norte de Marruecos, mediante seis modelos: sistema de inferencia neuro-difuso adaptativo (ANFIS), las redes neuronales artificiales de perceptrón multicapa (RNA), los sistemas vectoriales de regresión (SVR) y cada uno combinado con el enfoque de la transformada de *Wavelet*. En general, los resultados que obtuvieron mostraron que los modelos ANFIS-Wavelet tuvieron las mejores predicciones en términos del R^2 para ambas estaciones, además de que los resultados para SPI 12 son mejores que los esperados para SPI 3 en todos los casos. Los rendimientos del R^2 obtenidos en la estación Fez-DRH de los modelos de RNA y RNA-Wavelet para el SPI 12 fueron de 0.74 y 0.87 en el entrenamiento y 0.80 y 0.83 en la validación, de forma respectiva; estos resultados son inferiores a los que se obtuvieron en este trabajo. Por su parte, Castillo-Castillo *et al*. (2018) realizaron el pronóstico del SPI y del SPEI para 14 estaciones meteorológicas de la cuenca del río Fuerte, ubicada en el noroeste de México, mediante la implementación del algoritmo del filtro de Kalman discreto (DKF). Sus resultados coinciden con este estudio, al obtener mejores pronósticos para escalas de 12 y 24 meses, y al pronosticar el SPEI. La eficiencia de sus pronósticos para 12

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y 24 meses fue de 0.92 y 0.96, ligeramente menor a los alcanzados en este trabajo.

En la Figura 2 se presenta la arquitectura del modelo de RNA con el desempeño más alto estadísticamente (*MSE*, *E* y R^2) en el grupo 1, con un tiempo de retraso de 10 meses en la capa de entrada, una capa oculta de 15 neuronas y una en la capa de salida que representa el valor pronosticado del índice SPEI a una escala temporal de 24 meses. En la Figura 3 se muestra su rendimiento según el R^2, durante la etapa en la que se construyó el modelo y durante su validación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

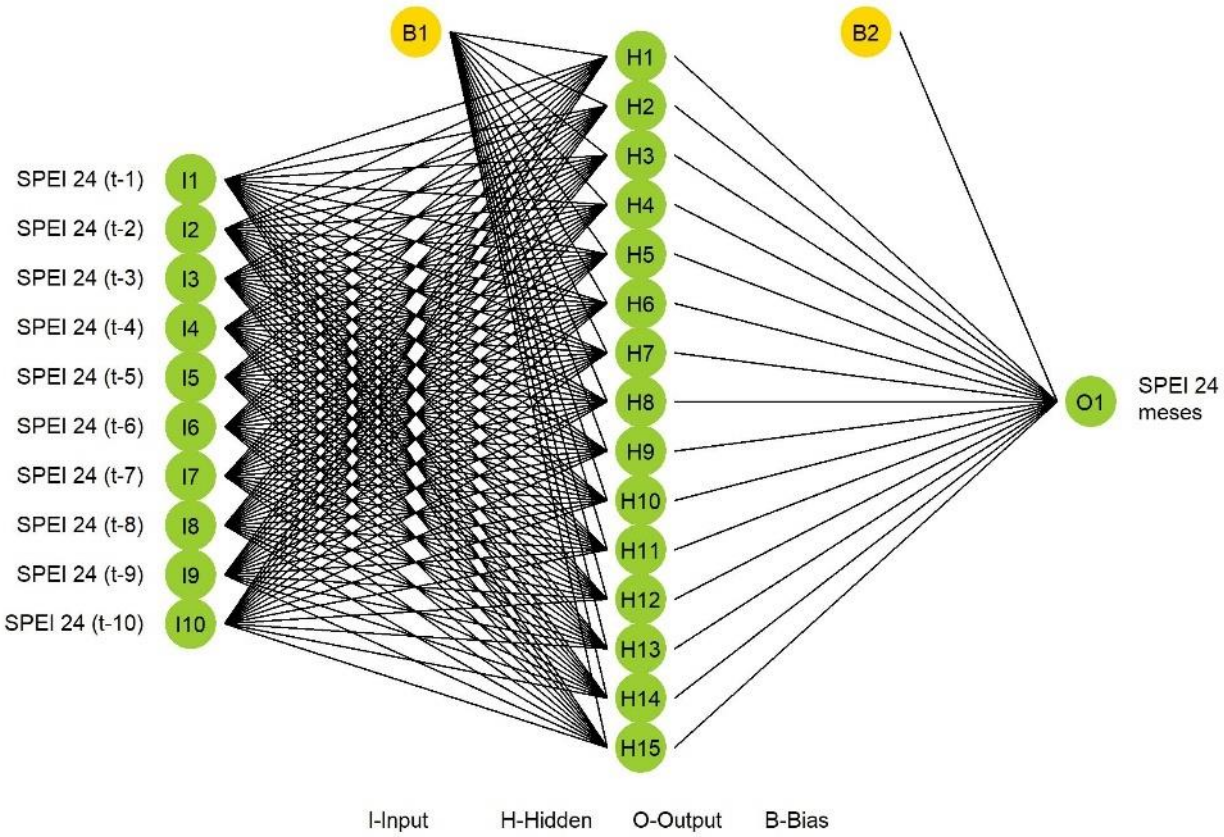


Figura 2. Arquitectura de la red neuronal para SPEI 24 del grupo 1.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

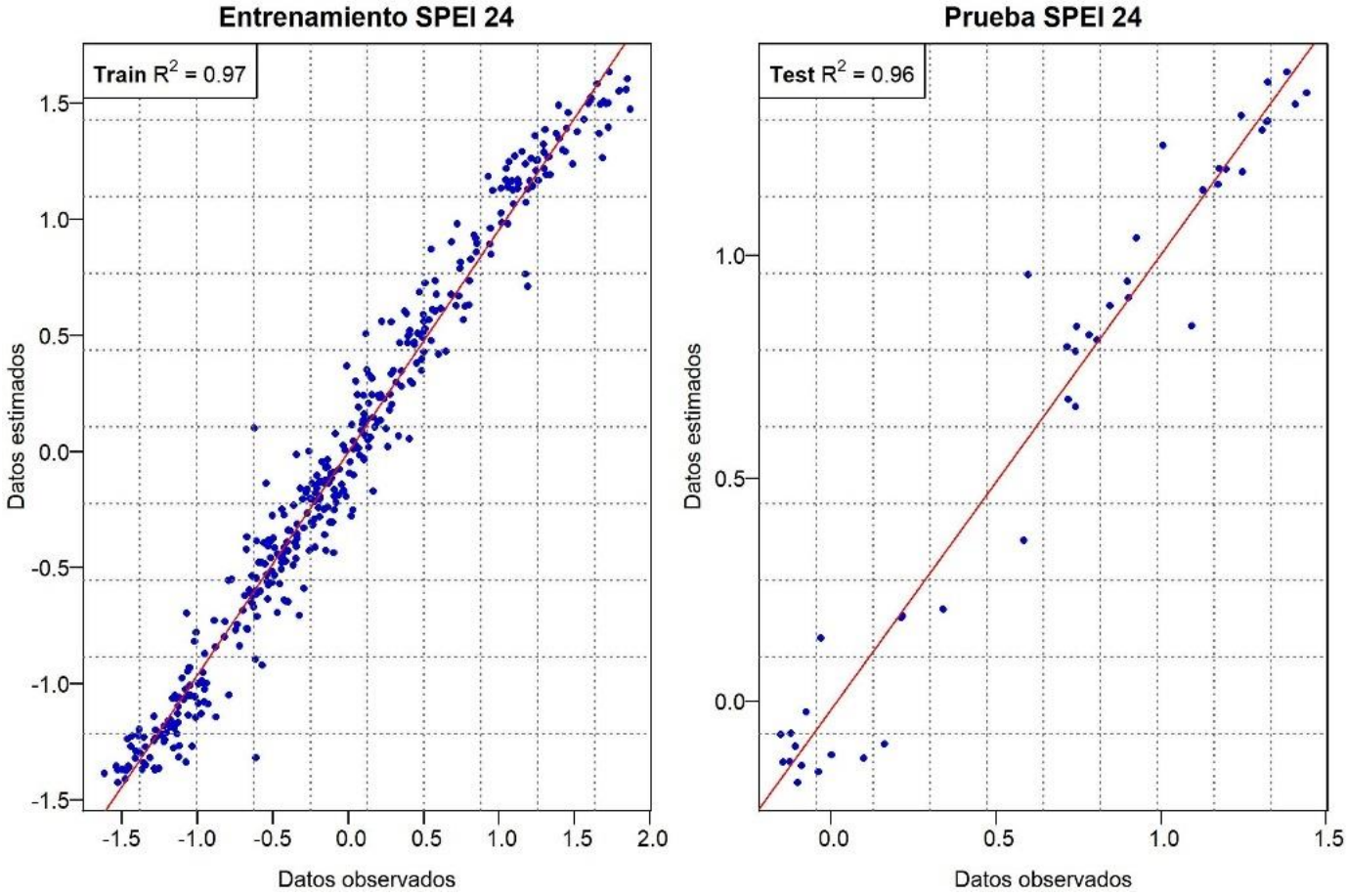


Figura 3. Entrenamiento y validación de la red neuronal para SPEI 24 del grupo 1.

En el grupo de estaciones nombrado como 2a, los modelos óptimos presentaron eficiencias que van de 0.59 a 0.96 durante el entrenamiento; el mínimo se alcanzó con datos del SPI 3, y el máximo con datos del SPEI 24; durante la validación, la eficiencia de estos modelos no varió de manera significativa alcanzando valores de 0.60 y 0.96 de manera

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

respectiva (Tabla 4). En un estudio realizado por Mouatadid *et al*. (2018) aplicaron un modelo de máquina de aprendizaje extremo (ELM), una regresión lineal múltiple (MLR), una red neuronal artificial (RNA) y una regresión vectorial de soporte mínimo (LSSVR) para predecir el SPEI en seis estaciones climatológicas de una región propensa a la sequía en el este de Austria. Los resultados revelaron una mayor precisión predictiva de las RNA en comparación con las tres técnicas restantes, y los pronósticos fueron mejor evaluados en el SPEI 12 que en el SPEI 3 con un R^2 durante la etapa de validación de 0.89, muy similar al obtenido en este estudio (R^2 = 0.88). De manera similar, en el trabajo de Villazón-Bustillos *et al*. (2016), las redes neuronales del tipo NARX se posicionaron por encima de los modelos ARIMA, al obtener mayor precisión en el pronóstico de la precipitación en la región noroeste del estado de Chihuahua. Los errores predictivos oscilaron entre 2.35 y 12.16 mm utilizando modelos NARX, mientras que al usar modelos ARIMA fluctuaron entre 4.85 y 56.45 mm.

Tabla 4. Modelos óptimos de redes neuronales para el grupo 2a.

Índice	Arquitectura óptima	Algoritmo de entrenamiento	Entrenamiento			Validación			Serie completa		
			MSE	***E***	***R²***	***MSE***	***E***	***R²***	***MSE***	***E***	***R²***
SPI 3	3-5-1	*RPROP-*	0.015	0.59	0.59	0.008	0.60	0.60	0.288	0.59	0.59
SPI 6	11-18-1	*RPROP+*	0.005	0.85	0.85	0.003	0.52	0.58	0.115	0.85	0.85

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

SPI 12	10-18-1	*RPROP-*	0.004	0.90	0.90	0.003	0.89	0.89	0.075	0.90	0.90
SPI 24	4-4-1	*RPROP-*	0.003	0.94	0.94	0.001	0.92	0.92	0.038	0.95	0.95
SPEI 3	12-12-1	*RPROP-*	0.007	0.85	0.85	0.009	0.67	0.69	0.125	0.84	0.84
SPEI 6	12-22-1	*RPROP-*	0.003	0.93	0.93	0.007	0.58	0.75	0.059	0.93	0.93
SPEI 12	10-19-1	*RPROP-*	0.004	0.93	0.93	0.003	0.88	0.88	0.054	0.93	0.93
SPEI 24	11-11-1	*RPROP+*	0.002	0.96	0.96	0.001	0.96	0.97	0.029	0.96	0.96

En la evaluación del desempeño de los modelos de RNA con la serie completa de datos se obtuvieron valores para el R^2 que van de 0.59 a 0.95 para el SPI y de 0.84 a 0.96 para el SPEI, aumentando conforme la escala temporal del índice era mayor. La arquitectura 11-11-1 con el algoritmo de entrenamiento *RPROP+* alcanzó en promedio el rendimiento más alto (R^2 promedio = 0.97) para predecir el comportamiento de la sequía por medio del SPEI a 24 meses, mientras que el rendimiento más bajo fue para el SPI 3, con la red de arquitectura 3-5-1 (Figura 4) y el algoritmo *RPROP-*, donde se obtuvo un R^2 de 0.59 durante el entrenamiento y 0.60 en la validación del modelo (Figura 5).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

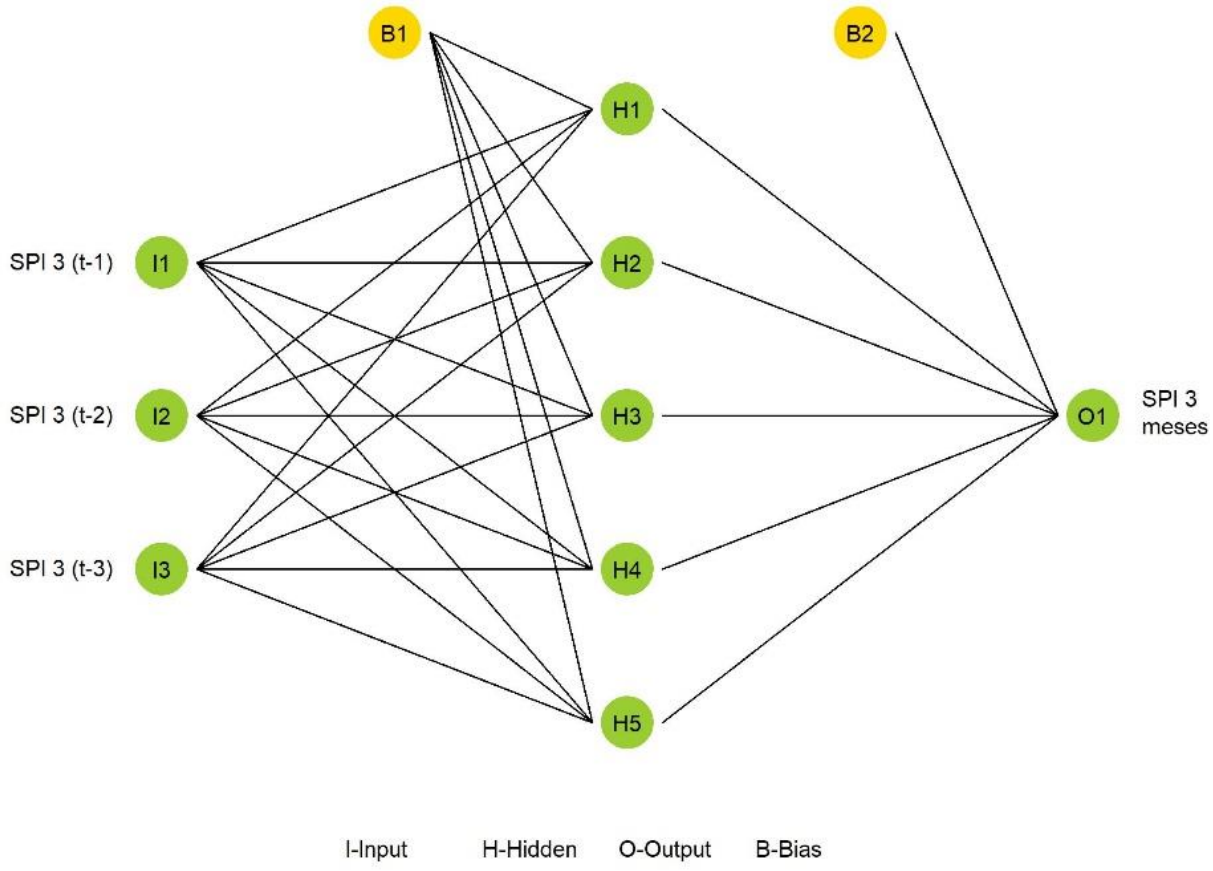


Figura 4. Arquitectura de la red neuronal para SPI 3 del grupo 2a.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

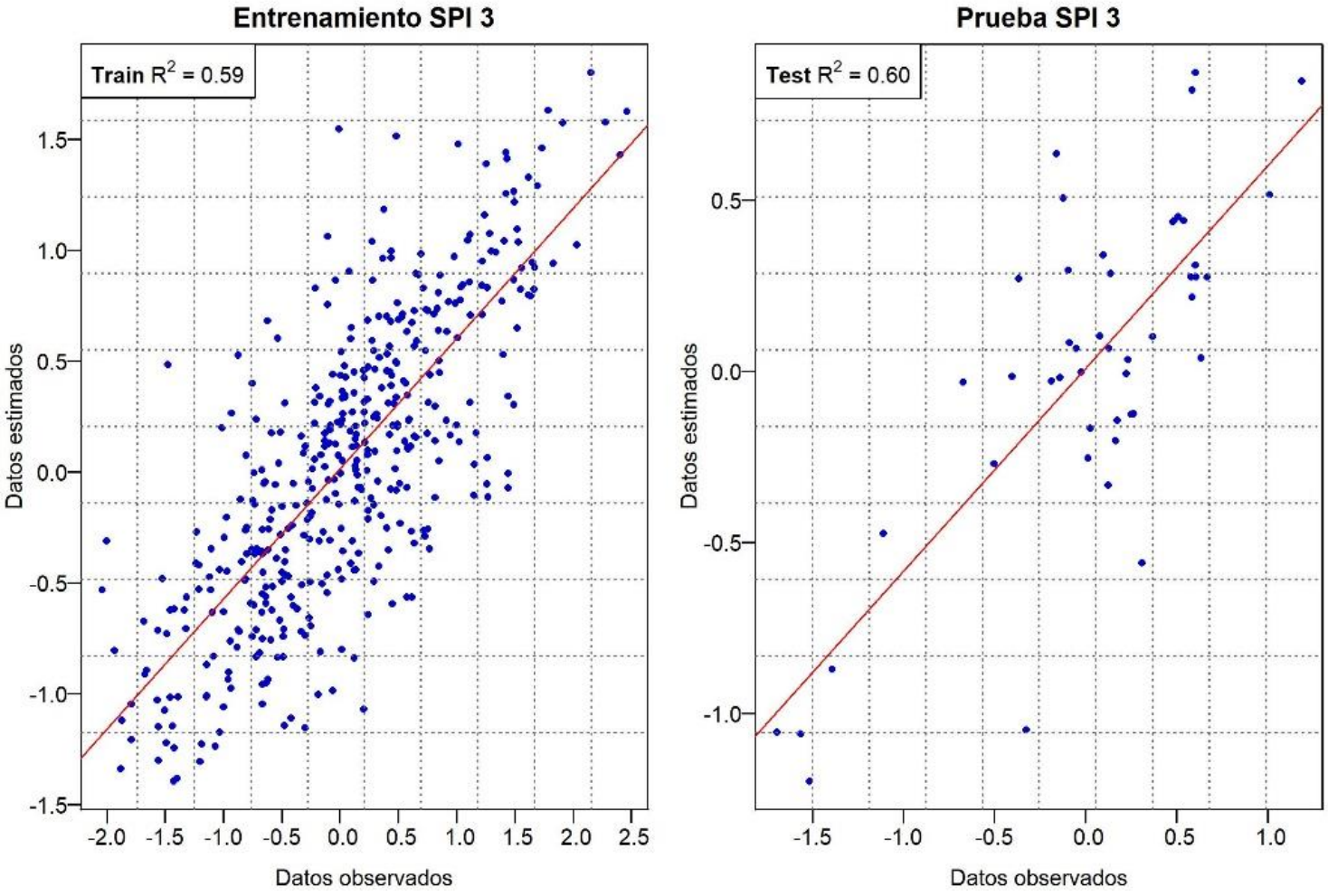


Figura 5. Entrenamiento y validación de la red neuronal para SPI 3 del grupo 2a.

Los resultados de la experimentación en el grupo 2b se presentan en la Tabla 5, donde se puede observar que a mayor escala temporal del SPI o SPEI, el rendimiento de los modelos aumentaba, como lo indica el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MSE, R^2 y la *E*, estos resultados concuerdan con Rezaeian-Zadeh y Tabari (2012), quienes pronosticaron el SPI a 3, 6, 9, 12 y 24 meses, en cinco estaciones climatológicas en Irán, y cuyos resultados indicaron que los *MLP* pronosticaron el SPI 24 y SPI 12 con mayor precisión que los SPI a escalas de tiempo menores.

Tabla 5. Modelos óptimos de redes neuronales para el grupo 2b.

Índice	Arquitectura óptima	Algoritmo de entrenamiento	Entrenamiento			Validación			Serie completa		
			MSE	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2
SPI 3	7-8-1	*RPROP-*	0.013	0.64	0.64	0.007	0.74	0.74	0.271	0.65	0.65
SPI 6	11-21-1	*RPROP-*	0.005	0.84	0.85	0.009	0.11	0.59	0.126	0.84	0.84
SPI 12	8-13-1	*RPROP-*	0.006	0.86	0.86	0.003	0.62	0.68	0.100	0.86	0.86
SPI 24	9-17-1	*RPROP+*	0.004	0.93	0.93	0.002	0.73	0.79	0.050	0.93	0.93
SPEI 3	7-15-1	*RPROP-*	0.011	0.78	0.78	0.013	0.45	0.56	0.181	0.77	0.77
SPEI 6	7-9-1	*RPROP+*	0.008	0.86	0.86	0.005	0.72	0.74	0.112	0.86	0.86
SPEI 12	9-10-1	*RPROP-*	0.005	0.91	0.91	0.003	0.81	0.84	0.065	0.92	0.92
SPEI 24	11-20-1	*RPROP-*	0.002	0.97	0.97	0.001	0.89	0.91	0.023	0.97	0.97

En este estudio, las eficiencias más altas en el entrenamiento fueron de 0.93 para el SPI y de 0.97 para el SPEI, ambos a escalas de 24 meses. El *MSE*, no supera el valor de 0.013 en ninguno de los pronósticos, por lo

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cual se puede aseverar que los resultados son favorables en la etapa de entrenamiento. En la validación de los modelos, las medidas de bondad de ajuste arrojaron valores superiores a 0.56 en el R^2 en todos los casos y eficiencias que van de 0.11 para el SPI 6 hasta 0.89 para el SPEI 24, mientras que en la evaluación del modelo con las series completas de datos las eficiencias y R^2 para el pronóstico de los índices de sequía fueron superiores a 0.65, con una máxima de 0.97 para el SPEI 24.

La Figura 6 muestra la arquitectura que obtuvo las estadísticas con mejor desempeño durante el entrenamiento y la validación que se realizaron de manera simultánea aplicando la técnica de *Cross Validation*. Se observa en la Figura 7 que el R^2 durante el entrenamiento fue de 0.97 y 0.91 en la validación del modelo, alcanzados por la arquitectura de 11 y 20 neuronas en la capa de entrada y en la capa oculta, respectivamente. La neurona de salida obtenida fue el pronóstico del índice SPEI a 24 meses.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

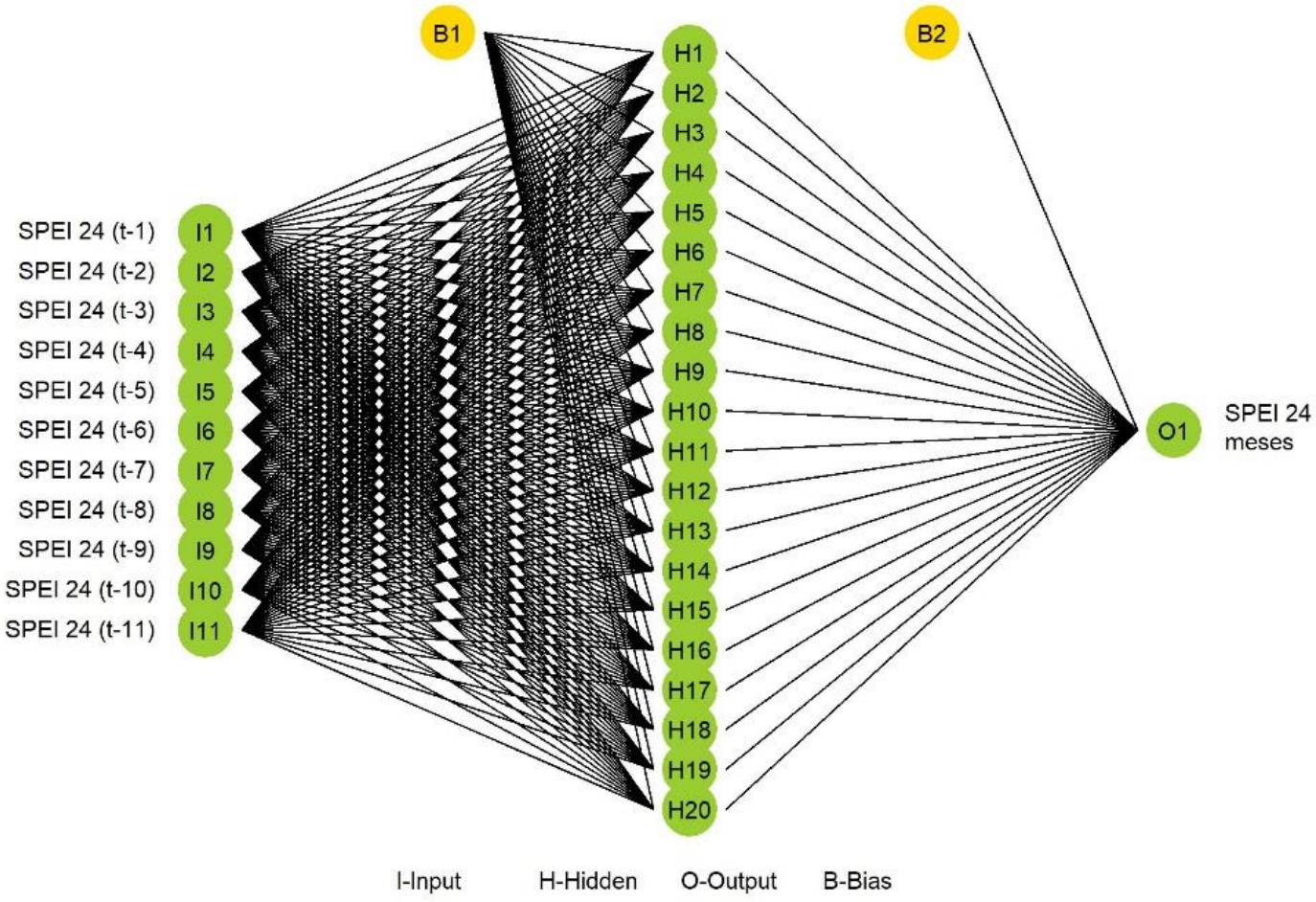


Figura 6. Arquitectura de la red neuronal para SPEI 24 del grupo 2b.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

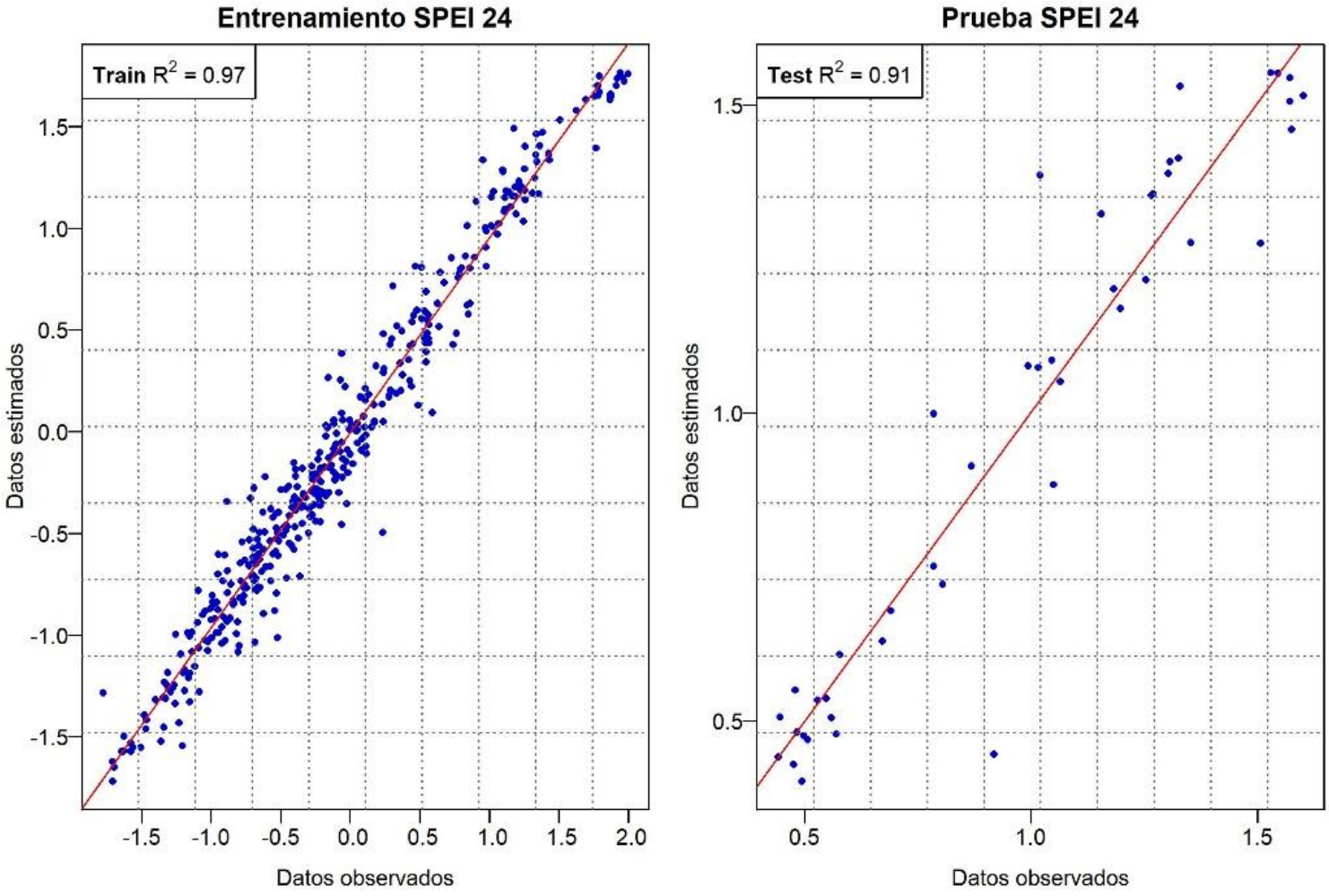


Figura 7. Entrenamiento y validación de la red neuronal para SPEI 24 del grupo 2b.

De acuerdo con los resultados del grupo 3, presentados en la Tabla 6, las arquitecturas 7-15-1 con *RPROP+* para el SPI 24 y 5-10-1 con *RPROP-* para el SPEI 24 fueron las mejor evaluadas con $R^2 = 0.96$ en el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

entrenamiento; sin embargo, en la etapa de validación, la arquitectura 12-16-1 con *RPROP+* para el SPEI 12 fue la que obtuvo un R^2 de 0.94 y se colocó como la mejor evaluación en esta etapa. Al comparar los valores estimados por la red neuronal con los datos reales de los índices en la serie completa de datos, nuevamente quienes alcanzan las evaluaciones más altas fueron las redes para el SPI y SPEI a escalas de 24 meses con *E* y R^2 iguales a 0.96. Los resultados de esta investigación concuerdan con diferentes estudios, como el que realizaron Poornima y Pushpalatha (2019), donde utilizaron redes neuronales recurrentes y modelos estadísticos para pronosticar las sequías por medio del SPI y SPEI en la región de Hyderabad en la India. Y donde el modelo de redes neuronales con variables adicionales como la temperatura y la humedad relativa fue seleccionado por su superioridad en el modelado de las sequías. Los datos utilizados para el cálculo de los índices a escalas de tiempo diferente (1, 6 y 12 meses) fueron de 1975 a 2013. Azizi *et al*. (2019) evaluaron la eficiencia de las redes neuronales artificiales frente a un método estadístico de medias móviles, para predecir las sequías en las estaciones de Ilam y Dehloran en Irán por medio del SPI en el periodo de 1983-2013.

Tabla 6. Modelos óptimos de redes neuronales para el grupo 3.

Índice	Arquitectura óptima	Algoritmo de entrenamiento	Entrenamiento			Validación			Serie completa		
			MSE	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2	***MSE***	***E***	R^2
SPI 3	7-8-1	*RPROP+*	0.009	0.62	0.62	0.005	0.70	0.71	0.272	0.63	0.63

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

SPI 6	12-17-1	*RPROP-*	0.006	0.87	0.87	0.003	0.83	0.83	0.100	0.87	0.87
SPI 12	12-15-1	*RPROP-*	0.004	0.91	0.91	0.002	0.87	0.88	0.070	0.90	0.90
SPI 24	7-15-1	*RPROP+*	0.002	0.96	0.96	0.001	0.90	0.90	0.033	0.96	0.96
SPEI 3	8-10-1	*RPROP+*	0.010	0.79	0.79	0.008	0.49	0.62	0.135	0.79	0.79
SPEI 6	12-19-1	*RPROP+*	0.004	0.90	0.90	0.003	0.90	0.90	0.060	0.90	0.90
SPEI 12	12-16-1	*RPROP+*	0.005	0.91	0.91	0.002	0.93	0.94	0.048	0.91	0.91
SPEI 24	5-10-1	*RPROP-*	0.002	0.96	0.96	0.001	0.77	0.80	0.020	0.96	0.96

Encontraron que las RNA tuvieron mayor precisión en los pronósticos y que la arquitectura más adecuada para predecir las sequías en ambas estaciones fue 5-30-1; según sus cálculos de la raíz del error cuadrático medio, el error absoluto medio y el coeficiente de determinación para la estación Ilam fueron de 0.60, 0.55 y 0.81 para el entrenamiento, y 0.56, 0.46 y 0.93 para la validación, respectivamente; en cambio para la estación Dehloran fueron de 0.60, 0.55 y 0.81 en el entrenamiento y 0.37,0.28 y 0.99 en la validación, de manera respectiva.

Para el grupo 3 se presenta en la Figura 8 la red neuronal que obtuvo el rendimiento más alto, con el $R^2 = 0.94$ durante la validación del modelo, a pesar de que en el entrenamiento su R^2 fue de 0.91 y no fue el mejor evaluado durante esta etapa (Figura 9). Esta red se conforma por 12 neuronas en la capa de entrada, es decir, se usaron 12 retrasos en el tiempo para estimar el valor estimado del SPEI 12; la capa oculta tiene una densidad de 16 neuronas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

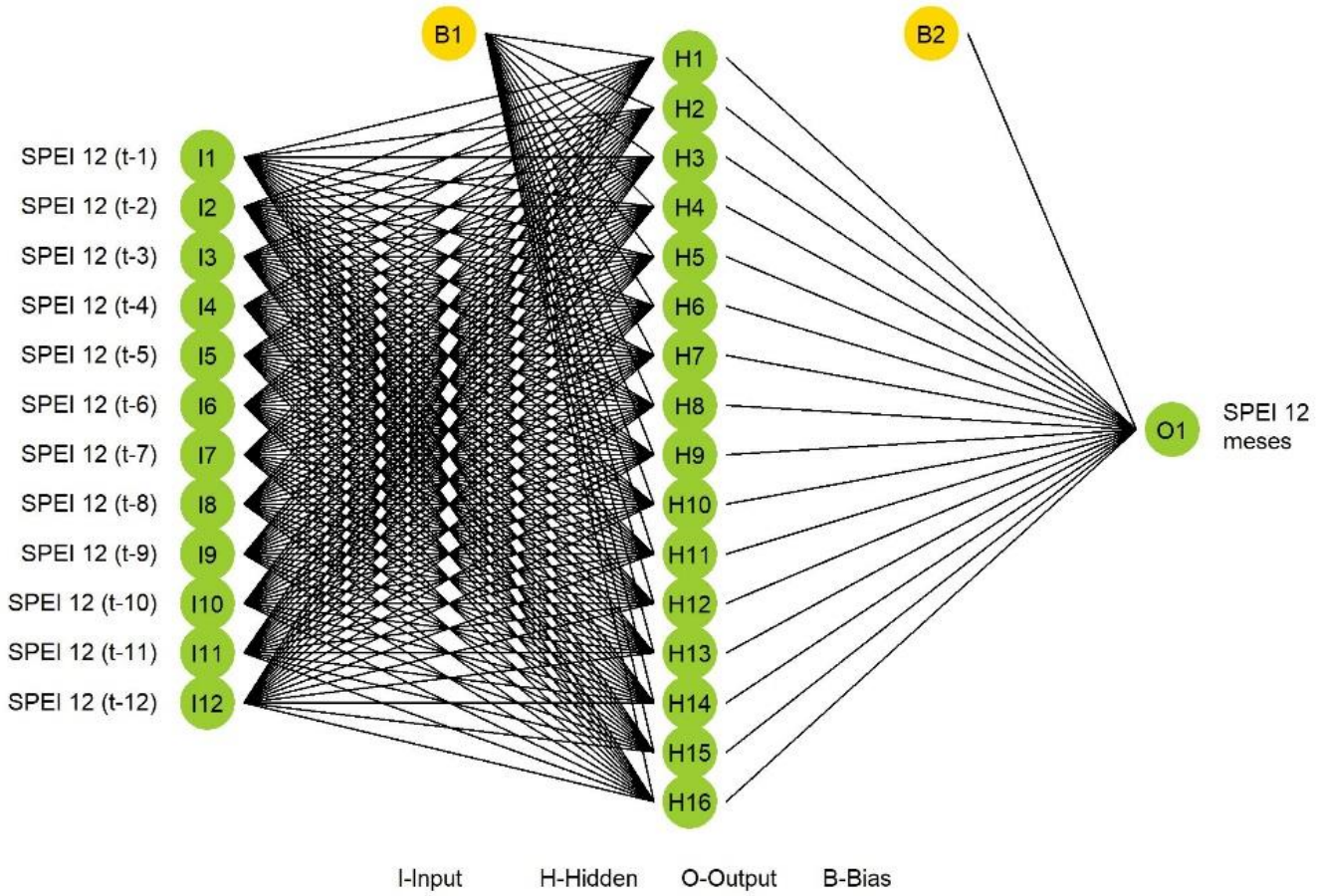


Figura 8. Arquitectura de la red neuronal para SPEI 12 del grupo 3.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

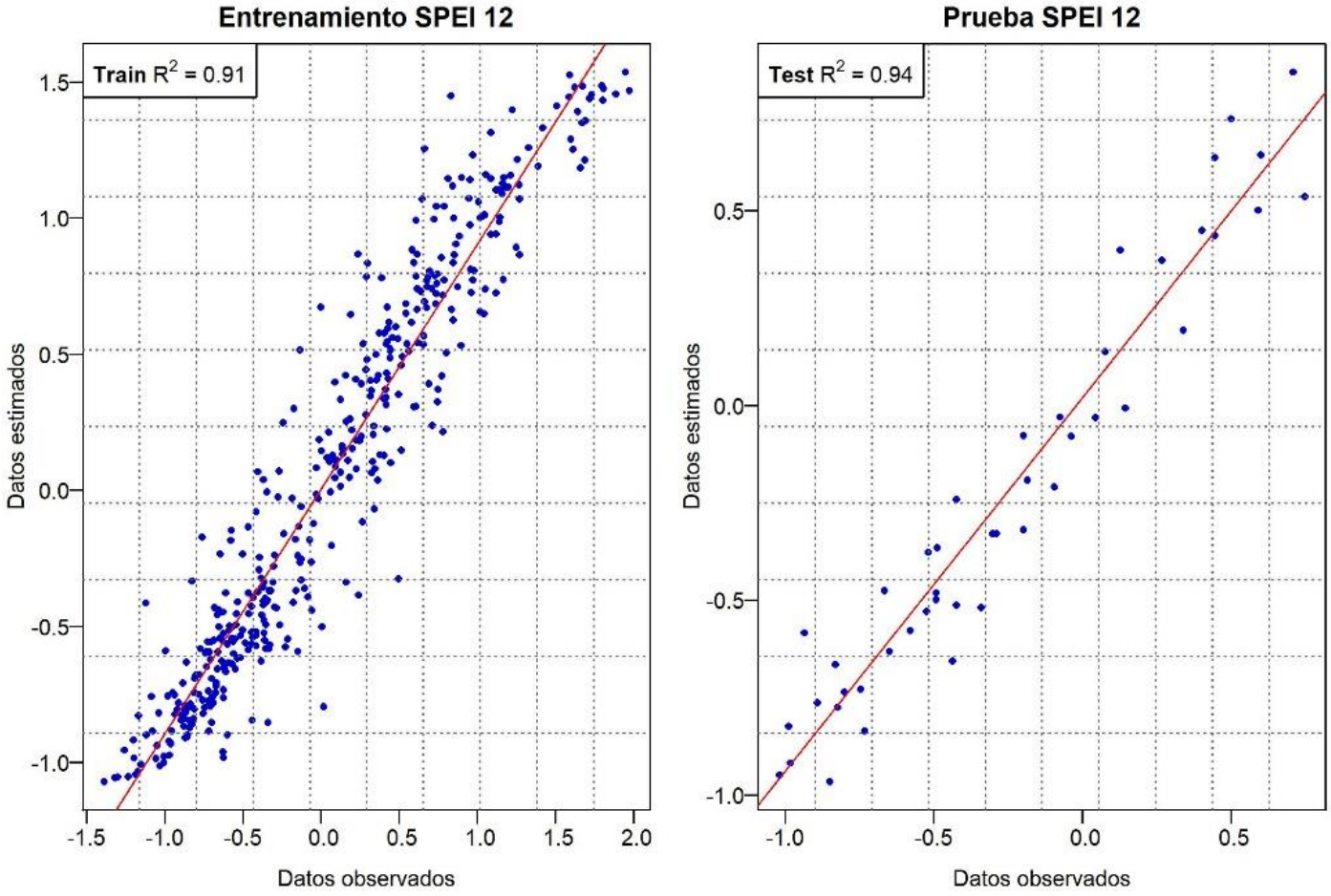


Figura 9. Entrenamiento y validación de la red neuronal para SPEI 12 del grupo 3.

Del análisis del SPI y SPEI realizado por Hernández-Vásquez *et al*. (2021) en la zona de estudio, el grupo 2b fue el que presentó la mayor ocurrencia de sequías durante el periodo comprendido de enero de 1974 a diciembre de 2013, y lo atribuyeron al impacto de diversos factores

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

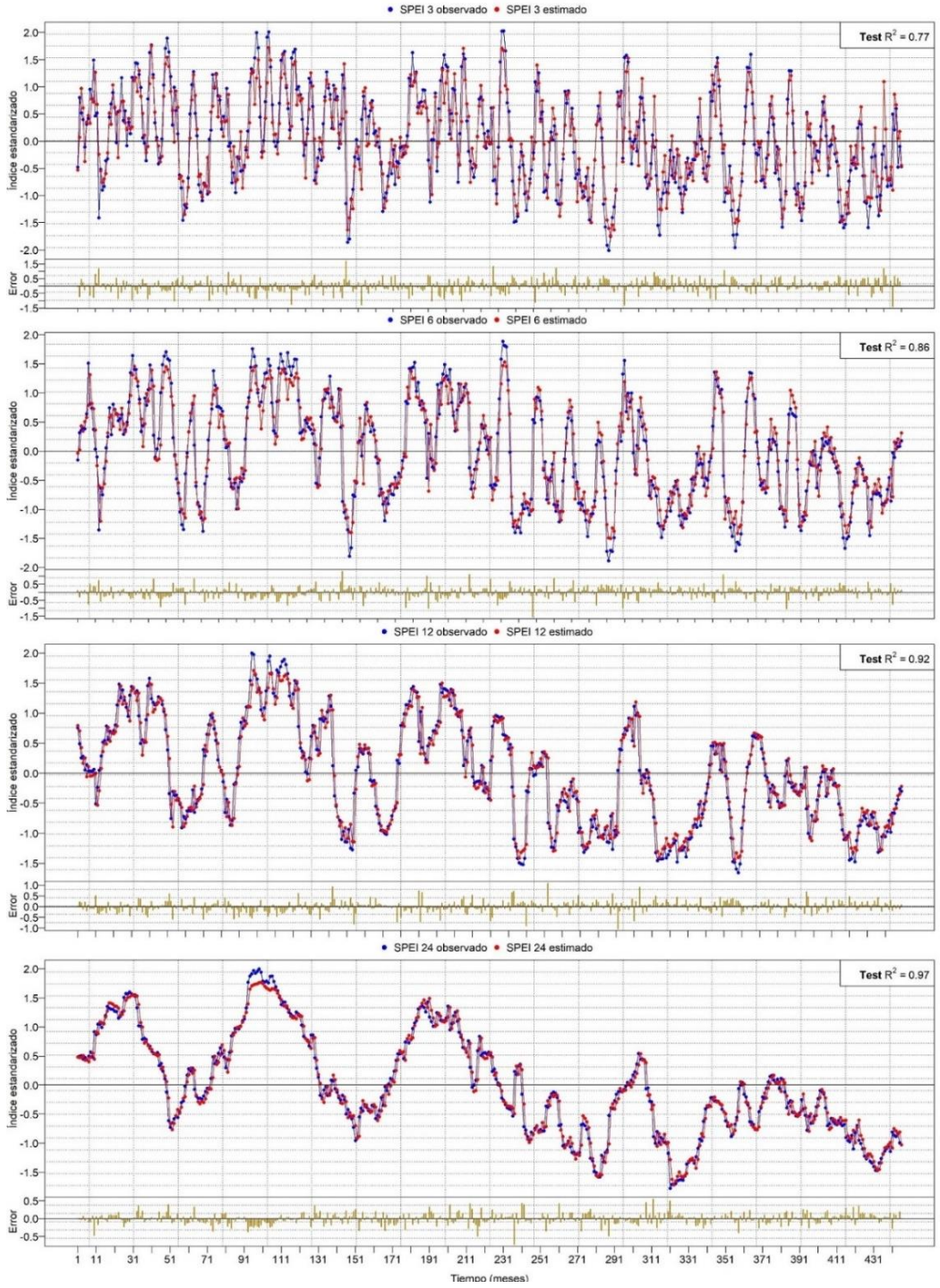
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

como el relieve y el comportamiento de los sistemas de vientos. En este contexto, se puede afirmar que, de la zona de estudio, la región que cubren las estaciones del grupo 2b es la de mayor vulnerabilidad ante los impactos de las sequías y es importante prestar atención a su comportamiento futuro, por lo que en la Figura 10 se muestra el comportamiento de las redes neuronales que durante la validación con la serie completa de datos obtuvieron el mejor desempeño en cada una de las escalas temporales trabajadas para este grupo. Se puede observar que de acuerdo con el R^2, el pronóstico del SPEI fue superior al SPI y éste aumentó conforme la escala de tiempo era mayor.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 10. SPEI observado y pronosticado del grupo 2b.

En la Tabla 7 se presenta el pronóstico de los índices SPI y SPEI de los tres meses siguientes al periodo de estudio: enero, febrero y marzo de 2014, y se comparan con los registros del Monitor de Sequía de México (MSM) (Conagua & SMN, 2020), cuya metodología se basa en la obtención e interpretación de siete diferentes índices, integrándolos en un sistema de información geográfica y que mediante un consenso se determinan las regiones afectadas por la sequía. De acuerdo con los pronósticos del SPI y del SPEI, las condiciones de sequía de la zona de estudio oscilaron entre normales (N) y moderadamente secas (D1), difiriendo con lo reportado por el MSM, donde se declararon condiciones de anormalmente secas (D0) a moderadamente secas (D1), con excepción de los municipios de Cananea y Bacoachi, ubicados en la parte alta de la cuenca, que presentaron sequías severas (D2) en la segunda quincena de marzo (Conagua & SMN, 2020). Para el grupo 1, el MSM declaró que las condiciones para enero, febrero y marzo fueron anormalmente secas, coincidiendo con los pronósticos del SPI 6 y SPI 24. Para el grupo 2a, 2b y 3, las sequías se reportaron como moderadas; esta categoría fue igual al pronóstico de los índices SPEI 12 y SPEI 24 para el grupo 2a y SPI 24 y SPEI 24 para el grupo 2b; en el caso del grupo 3, ninguno de los pronósticos coincidió con los reportados por el MSM, sin embargo, con los índices SPI y SPEI a escalas de 12 y 24 meses se alcanzaron condiciones de anormalmente seco, que se acercan a las reportadas por la Comisión

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nacional del Agua (Conagua) y el SMN (Conagua & SMN, 2020). De manera general, se observa que en este estudio los pronósticos obtenidos usando las RNA para el SPI arrojan condiciones menos secas que el SPEI, por lo que estas últimas se aproximan más a las condiciones reales según el MSM, siendo éstas aún más cercanas al usar escalas de 24 meses.

Tabla 7. Pronóstico de los índices SPI y SPEI de enero a marzo de 2014.

Grupo	Pronóstico 2014	MSM	SPI 3	SPEI 3	SPI 6	SPEI 6	SPI 12	SPEI 12	SPI 24	SPEI 24
1	Enero	D0	N	N	N	D0	N	D1	D0	D1
	Febrero	D0	N	D0	N	D0	N	D0	D0	D1
	Marzo	D0	N	D0	D0	D0	N	D0	D0	D1
2a	Enero	D1	N	D0	N	D0	N	D1	D0	D1
	Febrero	D1	N	D1	D0	D1	D0	D1	D0	D1
	Marzo	D1	N	D1	D1	D1	D0	D1	D0	D1
2b	Enero	D1	D0	N	N	N	N	N	D1	D1
	Febrero	D1	D0	N	N	N	N	N	D1	D1
	Marzo	D1	N	N	N	N	N	N	D1	D1
3	Enero	D1	N	N	N	N	D0	D0	D0	D0

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 242-292. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-06

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	Febrero	D1	N	N	D0	N	D0	D0	D0	D0
	Marzo	D1	N	N	D0	D0	D0	D0	D0	D0
N = condiciones normales; D0 = anormalmente seco; D1 = moderadamente seco										

Conclusiones

Usar la técnica de validación cruzada (*Cross Validation*) permitió determinar las arquitecturas óptimas de los modelos de RNA que lograron generalizar el comportamiento de los datos observados sin un sobreajuste (*overfitting)* en el comportamiento de los modelos. Se entrenó con el 90 % de los datos y se validó con el 10 % restante, logrando errores relativamente pequeños, donde el valor del *MSE* no superó a 0.015 en ninguno de los casos evaluados.

En el pronóstico de los índices de sequía se obtuvieron R^2 superiores a 0.59 durante la etapa de entrenamiento y 0.51 durante la validación, por lo que se puede aseverar que las habilidades predictivas de los modelos de RNA fueron satisfactorias.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los modelos de RNA presentaron mayor precisión en el pronóstico de los índices a escalas de 24 meses que en aquellos que fueron trabajados en escalas de tiempo menores; probablemente se pueda atribuir a que existe alta variabilidad de las condiciones hidroclimáticas a corto plazo y se observó que las eficiencias predictivas de estos modelos fueron superiores en el SPEI, demostrando la importancia de incluir la demanda evaporativa en el balance de humedad.

Este estudio contribuyó con un enfoque novedoso en el pronóstico de las sequías a partir del análisis del SPI y SPEI, usando modelos de aprendizaje automático, como las redes neuronales artificiales. Los resultados de este trabajo son importantes y útiles para la planificación y gestión de los recursos hídricos de la zona de estudio.

Las futuras investigaciones en este tema podrían centrarse en analizar el impacto que tendría en el pronóstico y precisión de los modelos de RNA e incluir fenómenos atmosféricos de impacto global como El Niño-Oscilación del Sur, la Oscilación Decadal del Pacífico, la Oscilación del Atlántico Norte y el cambio climático.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para la realización de este estudio.

Referencias

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Achour, K., Meddi, M., Zeroual, A., Bouabdelli, S., Maccioni, P., & Moramarco, T. (2020). Spatio-temporal analysis and forecasting of drought in the plains of northwestern Algeria using the standardized precipitation index. *Journal of Earth System Science*, 129(1), 42. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12040-019-1306-3

Anshuka, A., van Ogtrop, F. F., & Willem-Vervoort, R. (2019). Drought forecasting through statistical models using standardised precipitation index: A systematic review and meta-regression analysis. *Natural Hazards*, 97, 955-977. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11069-019-03665-6

ASCE, American Society of Civil Engineers. (2000). Artificial neural networks in hydrology. I: Preliminary concepts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5(2), 115-123.

Azizi, E., Tavakoli, M., Karimi, H., & Faramarzi, M. (2019). Evaluating the efficiency of the neural network to other methods in predicting drought in arid and semi-arid regions of western Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 12(15). Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12517-019-4654-z

Bari-Abarghouei, H., Reza-Kousari, M., & Asadi-Zarch, M. A. (2013). Prediction of drought in dry lands through feedforward artificial neural network abilities. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(5), 1417-1433. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12517-011-0445-x

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Beguería, S., & Vicente-Serrano, S. M. (2017). *Calculation of Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index*, (1.7)(Issue June). Recuperado de http://sac.csic.es/spei

Campos-Aranda, D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico* (3a ed.). San Luis Potosí, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Castillo-Castillo, M., Ibáñez-Castillo, L. A., Valdés, J. B., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. A. (2018). Pronóstico de sequías meteorológicas con filtro de Kalman discreto en la cuenca del río Fuerte, México. *Agrociencia*, 52(7), 911-932.

Cervantes-Osornio, R., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., Ojeda-Bustamante, W., & Quevedo-Nolasco, A. (2013). Modelos Hargreaves Priestley-Taylor y redes neuronales artificiales en la estimación de la evapotranspiración de referencia. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(2), 163-176. Recuperado de https://doi.org/10.1016/s1405-7743(13)72234-0

Choubin, B., Malekian, A., & Golshan, M. (2016). Application of several data-driven techniques to predict a standardized precipitation index. *Atmosfera*, 29(2), 121-128. Recuperado de https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.02.02

Conagua & SMN, Comisión Nacional del Agua & Servicio Meteorológico Nacional. (2020). *Monitor de Sequía de México (MSM)*. Recuperado

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico

Djerbouai, S., & Souag-Gamane, D. (2016). Drought forecasting using neural networks, wavelet neural networks, and stochastic models: Case of the algerois basin in North Algeria. *Water Resources Management*, 30(7), 2445-2464. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11269-016-1298-6

El-Ibrahimi, A., & Baali, A. (2018). Application of several artificial intelligence models for forecasting meteorological drought using the standardized precipitation index in the Saïss Plain (Northern Morocco). *International Journal of Intelligent Engineering and Systems*, 11(1), 267-275. Recuperado de https://doi.org/10.22266/ijies2018.0228.28

Gallegos-Cedillo, J., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Juárez-Méndez, J. (2016). Estimation of missing daily precipitation and maximum and minimum temperature records in San Luis Potosí. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 8(1), 3-16. Recuperado de https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2015.11.008

Gómez-Guerrero, J. S., & Aguayo-Arias, M. I. (2019). Performance evaluation of rainfall data fill-in methods in two morphostructural areas of south-central Chile. *Investigaciones Geográficas*, 99. Recuperado de https://doi.org/10.14350/rig.59837

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Günther, F., & Fritsch, S. (2010). Neuralnet: Training of neural networks. *R Journal*, 2(1), 30-38. Recuperado de https://doi.org/10.32614/rj-2010-006

Haykin, S. (1998). *Neural networks: A comprehensive foundation* (2nd ed.). Ontario, Canadá: Prentice Hall.

Hernández-Vásquez, C. C., Ibáñez-Castillo, L. A., Gómez-Díaz, J. D., & Arteaga-Ramírez, R. (2021). Analysis of meteorological droughts in the Sonora River Basin, Mexico. *Atmósfera*. Recuperado de https://doi.org/https://doi.org/10.20937/ATM.52954

Khan, M. M. H., Muhammad, N. S., & El-Shafie, A. (2018). Wavelet-ANN versus ANN-based model for hydrometeorological drought forecasting. *Water (Switzerland)*, 10(8), 1-21. Recuperado de https://doi.org/10.3390/w10080998

Laqui, W., Zubieta, R., Rau, P., Mejía, A., Lavado, W., & Ingol, E. (2019). Can artificial neural networks estimate potential evapotranspiration in Peruvian highlands? *Modeling Earth Systems and Environment*, 5(4), 1911-1924. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s40808-019-00647-2

Martín-del-Brio, B., & Sanz-Molina, A. (2001). *Redes neuronales y sistemas difusos*. Bogotá, Colombia: Alfaomega.

McCulloch, W. S., & Pitts, W. (1943). A logic calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, 5, 115-133. Recuperado de https://doi.org/10.1007/BF02478259

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

McKee, T. B., Doesken, N. J., & John, K. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *Eighth Conference on Applied Climatology*, 17-22.

Mishra, A. K., & Desai, V. R. (2006). Drought forecasting using feed-forward recursive neural network. *Ecological Modelling*, 198(1-2), 127-138. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.017

Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2011). Drought modeling - A review. *Journal of Hydrology*, 403(1-2), 157-175. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.049

Mouatadid, S., Raj, N., Deo, R. C., & Adamowski, J. F. (2018). Input selection and data-driven model performance optimization to predict the Standardized Precipitation and Evaporation Index in a drought-prone region. *Atmospheric Research*, 212(May), 130-149. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.05.012

Oertel, M., Meza, F. J., Gironás, J., Scott, C. A., Rojas, F., & Pineda-Pablos, N. (2018). Drought propagation in semi-arid river basins in Latin America: Lessons from Mexico to the Southern Cone. *Water (Switzerland)*, 10(11), 1-21. Recuperado de https://doi.org/10.3390/w10111564

OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2011). Guía de prácticas climatológicas. Vol. 100. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

OMM & GWP, Organización Meteorológica Mundial & Asociación Mundial para el Agua. (2016). Manual de indicadores e índices de sequía. En: *Programa de gestión integrada de sequías. Serie 2 de herramientas y directrices para la gestión integrada de sequías*. Ginebra/Estocolmo, Suiza: Organización Meteorológica Mundial y Asociación Mundial para el Agua.

Ortíz, D., Villa, F., & Velásquez, J. (2007). A comparison between evolutionary strategies and RPROP for estimating neural networks. *Avances e Sistemas e Informática*, 4(2), 135-144.

Palma, A., González, F., & Cruickshank, C. (2015). Managed aquifer recharge as a key element in Sonora River basin management, Mexico. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(3), 1-10. Recuperado de https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001114

Poornima, S., & Pushpalatha, M. (2019). Drought prediction based on SPI and SPEI with varying timescales using LSTM recurrent neural network. *Soft Computing*, 23(18), 8399-8412. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00500-019-04120-1

Prasad, N., Singh, R., & Lal, S. P. (2013). Comparison of back propagation and resilient propagation algorithm for spam classification. *Proceedings of International Conference on Computational Intelligence, Modelling and Simulation* (pp. 29-34). Recuperado de https://doi.org/10.1109/CIMSim.2013.14

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ravelo, A. C., Sanz-Ramos, R., & Douriet-Cárdenas, J. C. (2014). Detección, evaluación y pronóstico de las sequías en la región del Organismo de Cuenca Pacífico Norte, México. *Agriscientia*, 31(1), 11-24.

Rezaeian-Zadeh, M., & Tabari, H. (2012). MLP-based drought forecasting in different climatic regions. *Theoretical and Applied Climatology*, 109(3-4), 407-414. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00704-012-0592-3

Riedmiller, M. (1994). Advanced supervised learning in multi-layer perceptron's - from backpropagation to adaptive learning algorithms. *International Journal of Computer Standards and Interfaces*, 16, 265-278.

Riedmiller, M., & Braun, H. (1993). A direct adaptive method for faster backpropagation learning: The RPROP algorithm. *Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks (ICNN)* (pp. 586-591). Recuperado de https://doi.org/10.1109/icnn.1993.298623

RStudio. (2018). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, Inc. Recuperado de http://www.rstudio.com/

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2019). *Red de Estaciones Climatológicas. Climatología mensual.* Ciudad de México, México: Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de http://smn1.conagua.gob.mx/climatologia/Mensuales/

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Soh, Y. W., Koo, C. H., Huang, Y. F., & Fung, K. F. (2018). Application of artificial intelligence models for the prediction of standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) at Langat River Basin, Malaysia. *Computers and Electronics in Agriculture*, 144(May 2017), 164-173. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.12.002

Vargas-Castañeda, G., Ibáñez-Castillo, L. A., & Arteaga-Ramírez, R. (2015). Development, classification, and trends in rainfall-runoff modeling. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 7(1), 5-21. Recuperado de https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2015.03.002

Velásquez, J. D., Fonnegra, Y., & Villa, F. A. (2013). Pronóstico de series de tiempo con redes neuronales regularizadas y validación cruzada. *Revista Vínculos*, 10(1), 267-279.

Velásquez, J. D., Villa, F. A., & Souza, R. C. (2010). Time series forecasting using cascade correlation networks. *Ingeniería e Investigación*, 30(1), 157-162.

Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718. Recuperado de https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1

Villazón-Bustillos, D., Rubio-Arias, H. O., Ortega-Gutiérrez, J. A., Rentería-Villalobos, M., González-Gurrula, L. C., & Pinales-Munguia,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A. (2016). Análisis en series de tiempo para el pronóstico de sequía en la región noroeste del estado de Chihuahua. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 3(9), 307-315.

Wilhite, D. A., & Glantz, M. H. (1985). Understanding the drought phenomenon: The role of definitions. *Water International*, 10(3), 111-120. Recuperado de https://doi.org/10.1080/02508068508686328

Zhang, R., Chen, Z. Y., Xu, L. J., & Ou, C. Q. (2019). Meteorological drought forecasting based on a statistical model with machine learning techniques in Shaanxi province, China. *Science of the Total Environment*, 665, 338-346. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.431

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

Artículos

Breviario estructural sobre la construcción social del conocimiento científico hídrico en México: una aproximación

Structural breviary about the social construction of scientific water knowledge at Mexico: An approach

Juan Felipe Nuñez-Espinoza[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9234-0261

Rodrigo Gómez-Rigalt[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8367-9420

[1]Colegio de Postgraduados, Especialidad de Posgrado en Estudios del Desarrollo Rural, Estado de México México, México, nunezej@colpos.mx

[2]Consultor independiente, Ciudad de México, México, rrigalt@gmail.com

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

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

Los sistemas de desestructuración social (cambio climático, pandemias, pobreza) erosionan las capacidades de resiliencia de las sociedades, por lo que es apremiante revisar la solidez de los sistemas institucionales y comunitarios en sectores sensibles como la gestión de agua. Esta investigación analizó parte de la estructura social responsable de generar conocimiento científico hídrico en México, considerando los patrones organizativos preestablecidos por los especialistas, a fin de constatar fortalezas y debilidades sociales en dicha estructura. Se utilizó el enfoque de redes sociales, evidenciando un sistema permeado de patrones de centralización social, por consecuencia, capacidades acotadas en la compartición de saberes, baja cohesión social y un bajo nivel de innovación en la red de investigación hídrica en México. Se concluyó que es necesario ampliar los procesos de formación y gestión de capital intelectual en las distintas áreas de conocimiento hídrico, especialmente en la recuperación de la sostenibilidad ambiental.

Palabras clave: estructura, investigación hídrica, resiliencia social.

Abstract

The unbridled forces in play that are undermining our social fabric (climate change, pandemics, poverty) erode societies' capabilities for resilience.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hence there is an urgent need to evaluate the strengths of institutional and community systems in vital areas such as water management. This research analyzed part of the social structure responsible for generating scientific knowledge pertaining to water resources in Mexico, taking into account the organizational patterns pre-established by experts, in order to determine the strengths and weaknesses of the existing structures. We used the social networks approach, which revealed a system permeated by patterns of social centralization that limit knowledge sharing and social cohesion and produce very little innovation within the water resources investigation networks in Mexico. We conclude that it is necessary to expand the training and managing of intellectual capital in various areas of knowledge related to water resources, especially those that are relevant for recuperating environmental sustainability.

Keywords: Social structure, water research, social resilience.

Recibido: 07/02/2021

Aceptado: 03/04/2021

Introducción

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La sostenibilidad de una comunidad reposa en la forma en cómo ésta conserva, utiliza y preserva los recursos naturales para su reproducción social, presente y futura. El recurso agua, dado su carácter estratégico y de sobrevivencia, permite verificar dicha dimensión, por lo que cualquier factor que desquicia su accesibilidad refiere a la descomposición de ecosistemas, sistemas agroalimentarios y condiciones esenciales para el desarrollo humano (Soares & Sandoval-Ayala, 2016). En este contexto, y en tiempos de cambio climático y emergencias sanitarias, se vuelve una necesidad analizar los procesos que inciden en su gestión.

Entre 2004 y 2017, la cantidad de personas sin acceso a una fuente confiable de agua en el mundo pasó de 1 100 millones a 2 200 millones (PNUD, 2006; UNICEF, 2019: 49). Una de las principales causas de esto es el crecimiento poblacional, y sus necesidades alimenticias y de hidratación. En relación con ello, de 2019 a 2050, la población mundial aumentará de 7 713 468 millones a 9 735 033 millones de habitantes, incrementándose en un 60 % la demanda de alimento (UN & DESA, 2011; UN & DESA, 2019); esto llevará a los sistemas agroalimentarios a sufrir presiones inéditas, principalmente en la disposición de agua. Al respecto, según UNESCO (2016: 22) y FAO (2012:29), la agricultura extrae 70 % del agua dulce a nivel mundial. Esta cantidad se incrementa a 90 % en países "menos desarrollados" y con escasas precipitaciones. En países

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

"desarrollados", con ingresos altos, la extracción es del 42 %. Sin embargo, de acuerdo con FAO (2012: 29-30), por arriba del 40 %, dicha extracción ya se considera como "crítica". World Bank (2016: 23) indica que esta presión poblacional incrementará un 50 % el consumo mundial de agua necesaria para la agricultura para 2050. Además, según OCDE (2012b), se prevé un aumento del 55 % de la demanda global de agua dulce en la industria manufacturera (400 %), generación de energía termoeléctrica (140 %) y uso doméstico (130 %), lo que producirá una mayor demanda, competencia y decrementos en el volumen de agua para la agricultura y la alimentación. Tal presión se incrementa al sumar la pérdida en la calidad del líquido, por el creciente proceso *civilizatorio*. Los afluentes han sido históricamente canales de circulación de residuos generados por la actividad humana, pero la descarga indiscriminada y el poco tratamiento del agua contaminada han provocado su creciente descomposición (Rivera, Chávez, & Rivera, 2018). Acorde con OCDE (2012a), la agricultura contribuye con lixiviados de nutrientes, pesticidas, residuos animales y ganaderos, erosión y sedimentación de suelos, y nitratos derivados de fertilizantes. La agricultura altamente *agroquímica* de países OCDE contribuye con el 40 % de nitrógeno y 20 % de fósforo en agua dulce, lo cual se incrementará un 20 % para 2050 (OCDE, 2012a).

Según UNICEF y OMS (2015: 43), en 2012, alrededor de 1 800 millones de personas en el mundo utilizaban una fuente de agua potable contaminada con patógenos fecales. Para 2015, aumentó un 22.22 % (UNESCO, 2019: 20). Una causa directa es que más del 80 % del agua

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

residual es vertida sin ningún tratamiento en los países en desarrollo (Rivera *et al*., 2018), a pesar de contar con alguna infraestructura para ello. Por ejemplo, en México, el caudal tratado de aguas residuales abarca más del 50 % de las descargas, sin embargo, el 49.8 % restante se libera a los cuerpos de agua (Conagua, 2014: 104), contaminando otros recursos (suelo, sistemas agrícolas, etc.), y agravando problemas de salud humana con hepatitis viral, fiebre tifoidea, cólera, disentería, así como afecciones resultantes del consumo de componentes químicos patógenos (arsénico, nitratos o flúor). Hay cuencas hidrológicas que han acumulado niveles de contaminación y riesgo para la población por la alta cantidad de contaminantes en el agua (The & Blomqvist, 2017; Pérez-Castresana, 2017; Mejía, Bustamante, Vargas, Olvera, & Méndez, 2017), provocando una plétora creciente de ríos "muertos" y/o abandonados, rompiendo múltiples diálogos hídricos e hidrológicos de las comunidades con las fuentes y vías fluviales (Chavelas, 2019; González, 2016; Legorreta, 2013), lo anterior se replica en regiones como Centroamérica. En Costa Rica, la mayor parte de la población se abastece de agua proveniente de fuentes subterráneas y fragilizadas por los procesos agrícolas y de urbanización de la zona. Alrededor del 80 % de la población evacúa sus aguas domésticas a través de sistemas de tanques sépticos, que son descargados hacia alcantarillados sanitarios o directamente a los cuerpos de agua superficiales. Sólo un 37 % de esta agua recibe tratamiento y el 63 % se descarga como agua cruda (Valverde, 2013). Por otro lado, el intenso empleo de fertilizantes y pesticidas en la producción agrícola, en zonas de suelos de alta permeabilidad, sitúan a

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Costa Rica entre los países líderes en el uso de agroquímicos (Fonseca-Sánchez *et al*., 2019; Valverde, 2013; FAO, 2011). Los niveles de contaminación hídrica han provocado brotes de diarrea y dengue en la población, sin embargo, no existe un mapeo de los niveles de riesgo para la misma (Madrigal-Solís, Fonseca-Sánchez, Núñez-Solís, & Gómez-Cruz, 2014), lo que se agrava debido a una creciente extracción de agua por arriba de las capacidades de recarga (Valverde, 2013). Por su parte, en El Salvador, el 68.7 % de las aguas negras son vertidas a cuerpos de agua sin ningún tipo de tratamiento, favoreciendo la presencia de distintos contaminantes (coliformes fecales y *Escherichia coli*, atrazinas, nitratos, etc.) y enfermedades gastrointestinales (gastroenteritis, disentería, cólera, tifoidea, etc.) (Quiñonez, 2017: 36; UNESCO & PHI, 2006: 82; Sanfeliú, 2001). Entre las principales causas de morbilidad están el parasitismo intestinal, diarreas y gastroenteritis de origen infeccioso; las fuentes de contaminación orgánica provienen, principalmente, de la industria de alimentos y bebidas (UNESCO, 2006: 281; PNUD, 2003).

En los países desarrollados, la problemática hídrica no es muy distinta, pero el *pulso* de crecimiento de dichas economías lleva a que la gente sea apenas consciente de la fragilidad del acceso a agua de calidad y el impacto de ello para su propio desarrollo. Por ejemplo, a principios del siglo XX, Londres, Nueva York y París tenían tasas de mortalidad infantil similares a las que tiene el África subsahariana, lo cual se debía a la alta incidencia de enfermedades infecciosas, diarrea, disentería y fiebre tifoidea, así como a un sistema de salud pública incipiente. Tal situación se logró abatir gracias a la expansión del saneamiento de los servicios

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

públicos, elevando la esperanza de vida (PNUD, 2006: 5). La disminución de la mortalidad en EUA durante el primer tercio del siglo XX se debió al acceso a agua purificada, con lo que se logró, por primera vez en su historia, abatir rápidamente las tasas de mortalidad (PNUD, 2006: 31).

Lo anterior señala que el acceso a agua limpia y saneada multiplica las condiciones favorables para la reproducción social. Sin embargo, la falta del mismo genera sistemas complejos e imbricados de contradicciones sociales. Por ejemplo, la escasez y distribución inequitativa del agua (por razones geográfico-ambientales y/o antrópicas) (Figura 1) está provocando un *atlas* de desigualdades entre países y regiones, transformando el carácter del agua, un recurso natural de acceso universal, en un recurso mercantilizado y geopolítico (Pacheco, 2014; Murillo & Soares, 2013; Padilla, 2012). Esto incrementa la presión por la disponibilidad de agua y nutre posibles escenarios de confrontación y destrucción, a gran escala, del potencial de desarrollo humano regional.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

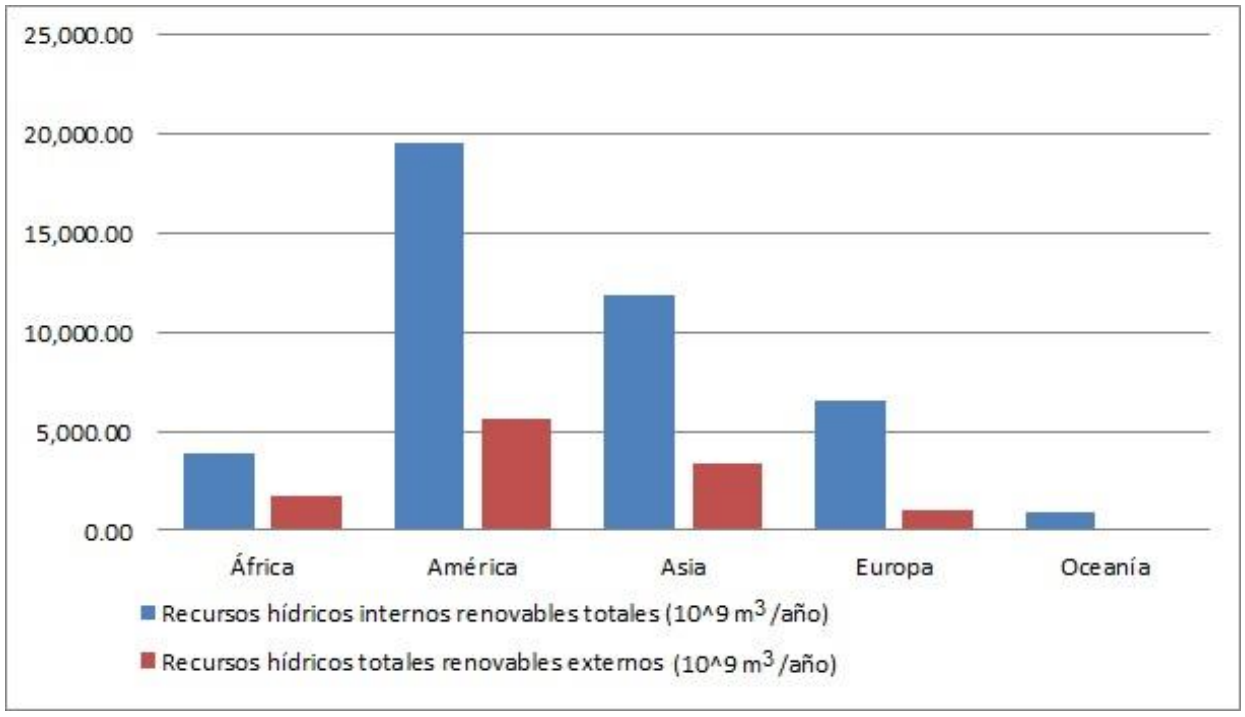


Figura 1. Balance regional en la renovación de recursos hídricos en el mundo. 2013-2017. Elaboración con datos de FAO (2016).

La historia vincula la escasez de agua potable con la inestabilidad política y violencia entre las comunidades por lo menos desde hace 4 500 años (Wolf & Giordano, 2003). De hecho, la distribución del recurso en función de su volumen, demanda y factores políticos permite ubicar las zonas más frágiles y complejas entre las sociedades contemporáneas (Portillo, 2008). Actualmente se registran alrededor de 3 125 conflictos ambientales en el mundo, de los cuales, el 21 % se vincula con el acceso al agua, distribuyéndose, en su mayor parte, en la costa oeste del

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

continente americano, desde el sur de Chile hasta el Valle de San Joaquín (EUA); la costa este del mar Adriático hasta la costa mediterránea de Egipto; la frontera-cordillera de los Himalayas Pakistán-India-China; la costa este de la India, hasta Bangladesh, conectándose con el sureste asiático (EJAtlas, 2020) (Figura 2). Muchos de estos conflictos se encuentran en zonas políticamente convulsionadas, donde se imbrica el control de los territorios y recursos con las zonas limítrofes entre países. Ello pone en juego otros elementos, como soberanía de Estados-Nación, y/o distribución o asignación de los propios recursos naturales (Pacheco, 2014).

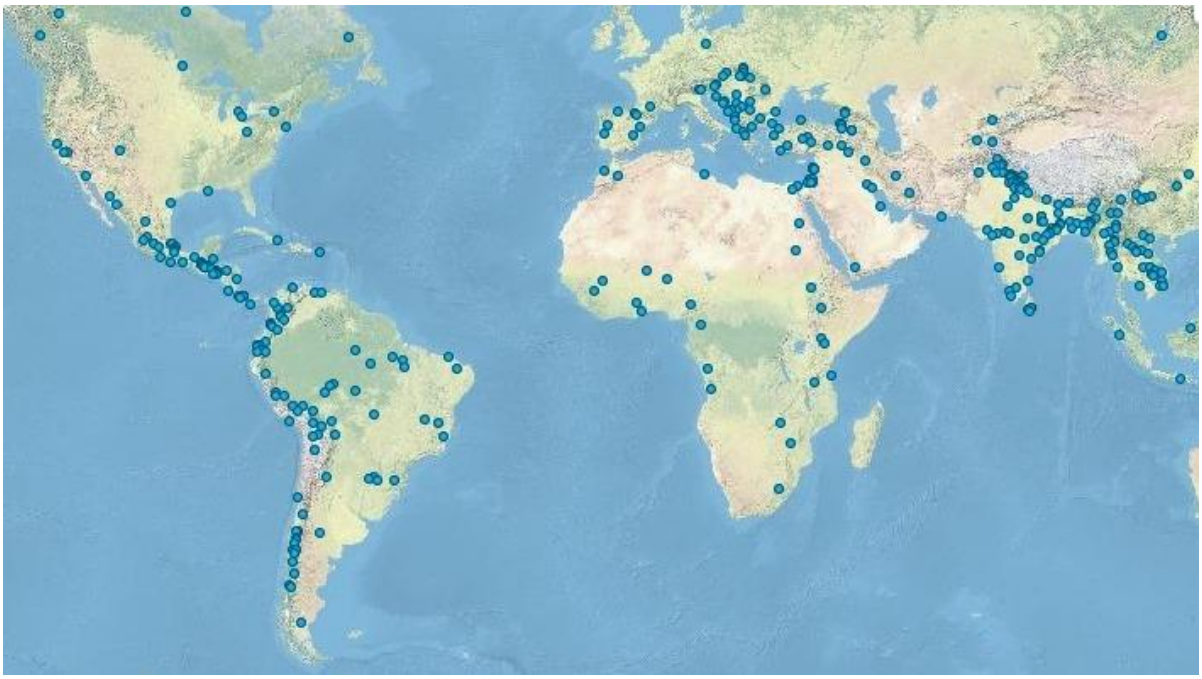


Figura 2. Conflictos hídricos en el mundo (EJAtlas, 2020).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una gran parte de estos conflictos son de carácter irresoluble (Johnson & Duffy, 2014; Walter, 2003), pues están enraizados a conflictos históricos de larga data y a precarios sistemas de equilibrio geopolítico en regiones sobrepobladas, con índices bajos de desarrollo humano y donde la extracción de recursos afecta biotopos locales, así como a múltiples comunidades (PNUD, 2004: 92). En esta dirección, la descomposición social es directamente proporcional a la descomposición (y disposición) del agua potable y viceversa. A pesar de esto, muchos de esos conflictos han quedado "sobreseídos" (temporalmente) ante procesos de *colaboración* u otros fenómenos sociales (Wolf & Giordano, 2003). La documentación de aproximadamente 600 tratados internacionales sobre agua, desde el siglo XIX (OSU, 2020) (Figura 3), señala áreas donde se han atenuado dichos conflictos, pero al mismo tiempo también donde aún se observan factores que potencialmente pueden desencadenar sistemas de contradicciones socioeconómicas. Un ejemplo se presenta en acuerdos de "colaboración" a través de la distribución del agua sobre la base de criterios mercantiles. En este caso, parte de los procesos de distribución de agua, a lo largo de fronteras antrópicas, se ha asociado históricamente con factores mercantiles (comercio, relaciones económicas, etc.), por lo menos desde finales del siglo XIX (OSU, 2020). Actualmente, los tratados de libre comercio entre países y/o regiones constituyen uno de los medios por los cuales países pobres, con recursos naturales, transfieren (en términos desiguales) sus recursos hídricos a países y/o corporaciones

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

trasnacionales, generando nuevas contradicciones sociales (Mazabel-Domínguez, Mendoza-Fragoso, & Macías-Gloria, 2013; Sanz, 2006).

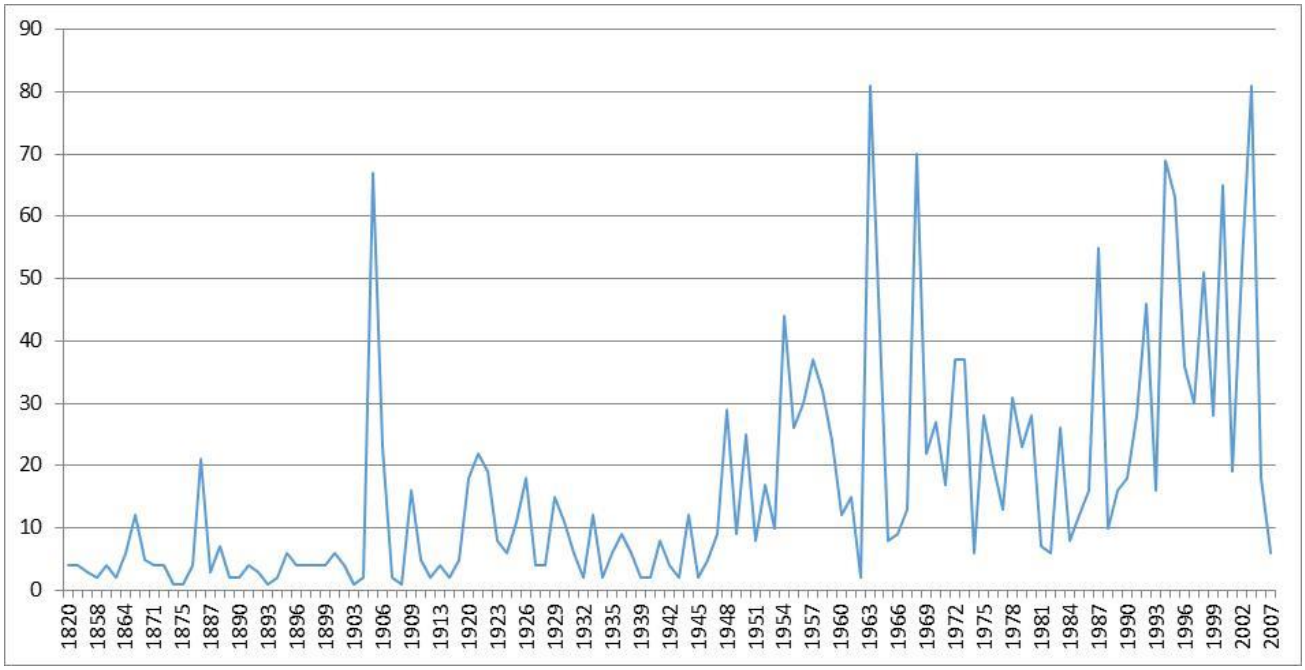


Figura 3. Tratados de agua en el mundo (1820-2007) (OSU, 2020).

Estas dinámicas se agudizaron con el modelo neoliberal de desarrollo, el cual pugnó, desde la década de 1980, por el retiro del Estado de su responsabilidad social, lo que trajo la desregulación de la economía, privatización de los bienes públicos, internacionalización del capital, y extracción y mercantilización desregularizada de recursos naturales (como el agua) (Harvey, 2007). Durante los siguientes 30 años, dicho

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

modelo se develó como una salida falsa a la presión socioeconómica y falta de desarrollo regional, lo que agudizó la descomposición estructural de las sociedades y aumentó la *numeralia* de riesgos a enfrentar (Ornelas, 2000; Sanz, 2006; Beck & Rey, 2002); entre estos, el número de desastres hídricos (UNESCO, 2019). De acuerdo con CRED (2020), durante dicho periodo (1983-2019) se generó el 87.58 % de los siniestros hídricos registrados durante el siglo XX (Figura 4).

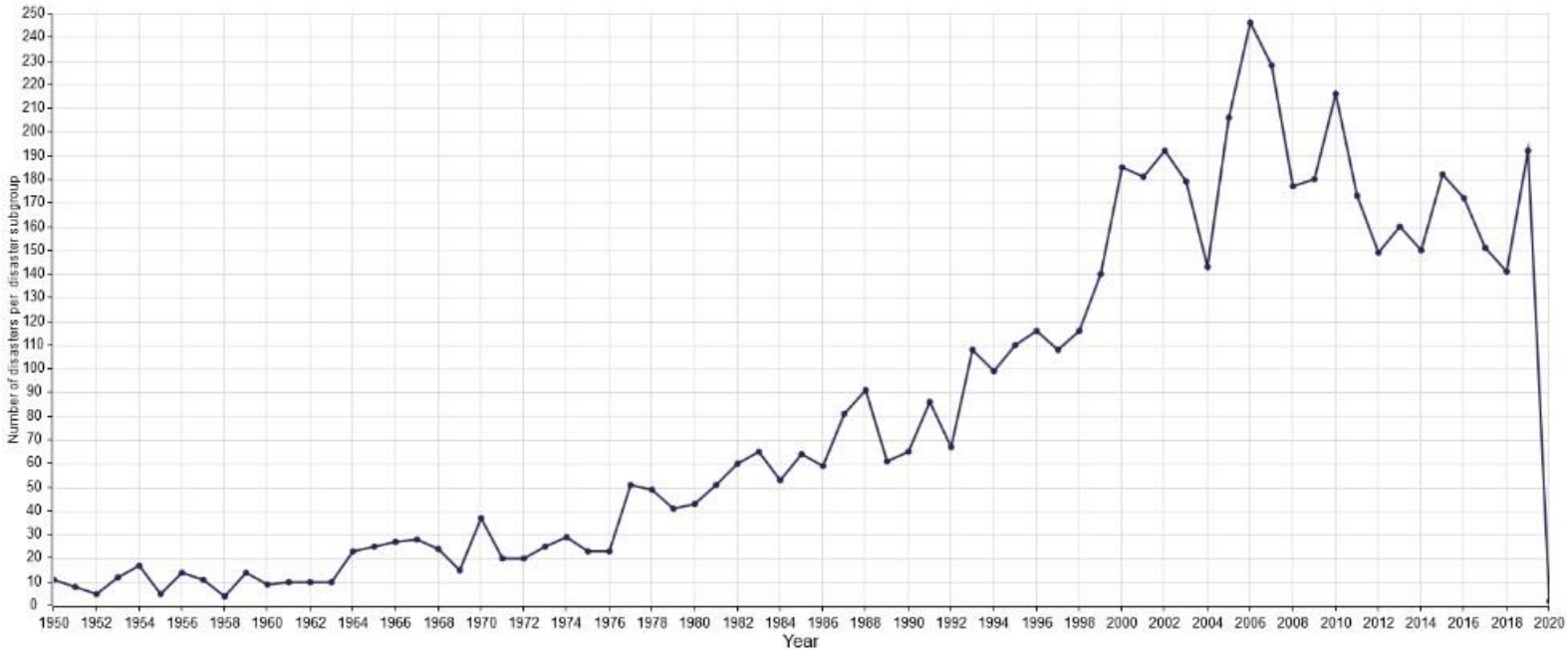


Figura 4. Historial de desastres hidrológicos a nivel mundial (1950-2020) (CRED, 2020).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Vulnerabilidad hídrica: una construcción social

El proceso de privatización del agua implicó su resignificación y recodificación bajo criterios mercantiles, ampliando directamente los mecanismos de acumulación de capital (natural) por desposesión, fomentados, incluso (y legalmente), desde ámbitos institucionales nacionales e internacionales (Gómez, 2014; Mazabel-Domínguez *et al*., 2013; Sanz, 2006; Leff, 2004). Con esto se buscó ya no sólo apropiarse de los medios de producción, sino también de las mismas condiciones ecológicas (macro y micro) de la producción (March, 2013; Leff, 2004), a través de controlar cuencas hidrográficas, ecosistemas y agroecosistemas, privatizando territorios y biorregiones a través de diversas vías: desviación, trasvase y contención de cuerpos de agua (presas, hidrovías, ríos) para zonas urbanas e industriales, privatización "colateral" por contaminación (industrial, biológica, salinización, *fracking*), imposibilitando el uso a otros, privatización (y monopolización tecnológica) de los servicios de extracción, purificación, venta, distribución y embotellamiento del agua (Mazabel-Domínguez *et al*., 2013). Esto implicó resignificar el agua como una mercancía de acceso exclusivo, con pago diferenciado, vulnerando derechos fundamentales de las comunidades y sus capacidades en la gestión de sus recursos naturales, lo que ha devenido en la destrucción de formas de vida, cultura y economías locales, nutriendo el descontento social de grandes regiones

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en el mundo (Méndez & Fuente, 2020; Sanz, 2006), y lo que PNUD (2014: 3) designa como la erosión mundial del contrato social.

Lo anterior refiere a una descomposición de los modelos de gestión del agua, donde se fusiona la problemática hídrica global con las situaciones de múltiples comunidades, nutriendo los problemas sintetizados: escasez, sobrepoblación, sobreexplotación, contaminación, enfermedades, etcétera. Es decir, un sistema entrópico hídrico *glocal,* (Robertson, 2003), con múltiples mecanismos de retroalimentación, que afecta a países y cuencas subcontinentales, enfrentándolos a déficits y brechas hídricas cada vez más amplias (2030 WRG, 2009; PNUD, 2006) (Figura 5), por lo que es posible enlistar ciudades que podrían quedarse sin agua para la siguiente década: Ciudad de Cabo (África), Sao Paulo (Brasil), Bangalore (India), Pekín (China), El Cairo (Egipto), Yakarta (Indonesia), Moscú (Rusia), Estambul (Turquía), CDMX (México), Londres (Inglaterra), Tokio (Japón), Miami (EUA) (BBC, 2018).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

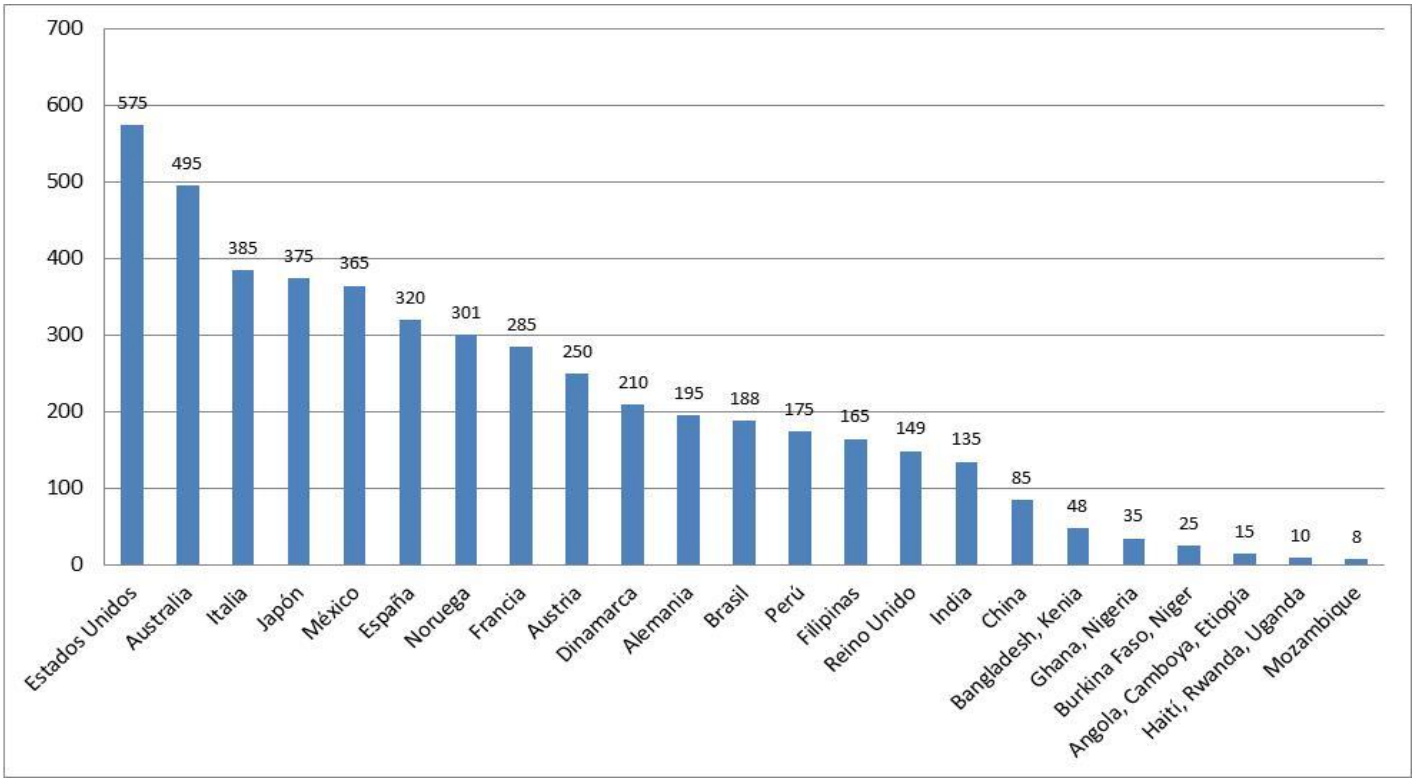


Figura 5. Brechas hídricas a nivel mundial. Uso promedio perca pita de agua utilizada (litros). Elaboración con datos de PNUD (2006: 34).

En este contexto, Latinoamérica posee el 15 % de la superficie del planeta, lo que le permite contar con alrededor del 30 % de capacidad de captación de agua de lluvia y generar 33 % de la escorrentía global, suficiente para abastecer de 28 000 m^3/hab. de agua, por año, a su población actual, la cual es menos del 10 % de la población mundial. Esto es superior a la media general (8 000 m^3/hab/año) (Ávila, 2002; FAO, 2000:15). Sin embargo, la distribución y el acceso a estos recursos hídricos es diferenciada (geográfica y ambientalmente) y predeterminada

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(social, económica y geopolíticamente), por lo que hay un desbalance hídrico interregional, generando una carta geográfica de posibles tensiones socioambientales a mediano y largo plazos, principalmente en la costa del océano Pacífico (Temper, Bene, & Martínez, 2015; Ferro, 2013). Este desbalance hídrico se puede compaginar con el proceso de vulnerabilidad socioeconómica de los países latinoamericanos, en donde se conjugan sistemas institucionales deficientes con la extracción excesiva de recursos naturales. Esto aumenta los índices de riesgo (PNUD, 2014: 119) y genera un sistema regional, a la baja, en la gestión y disposición de agua (Figura 6).

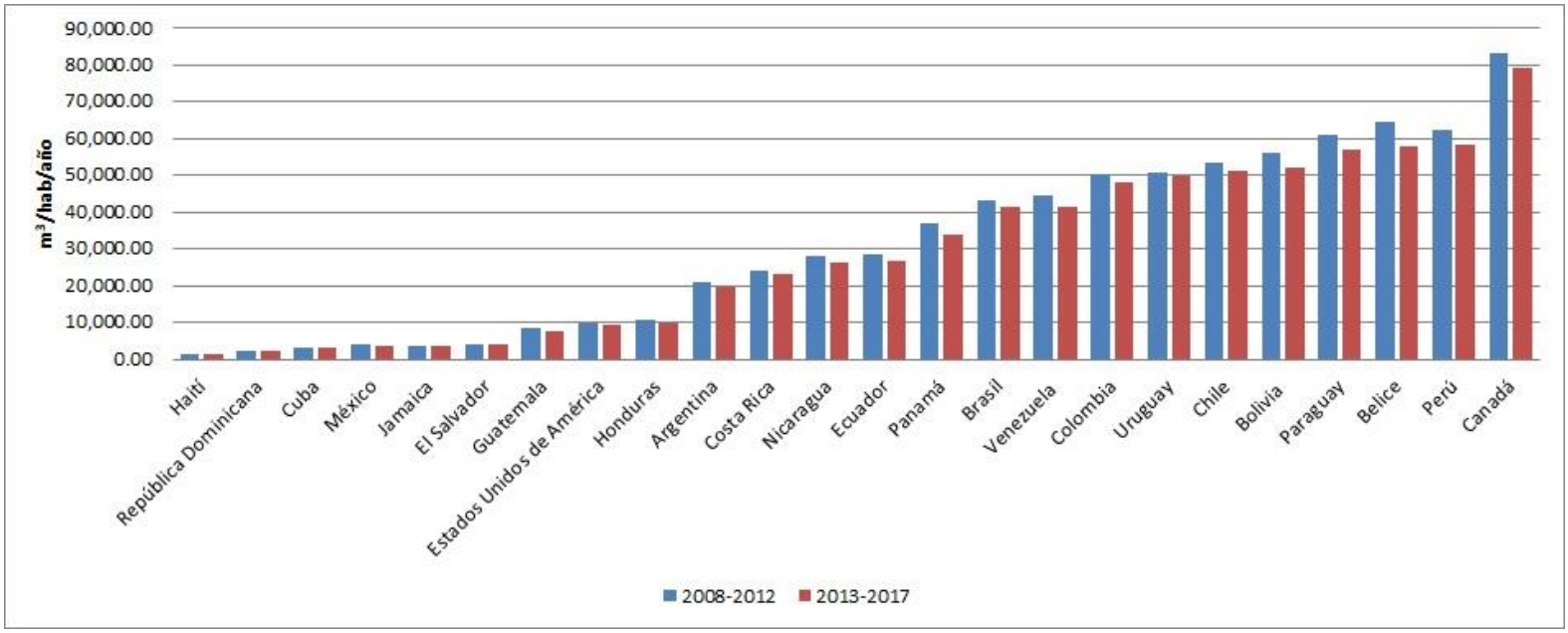


Figura 6. Disposición total de recursos hídricos renovables per capita en América Latina (dos quinquenios). Elaboración con datos de FAO (2016).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De acuerdo con el Índice de Disponibilidad Hídrica (Falkenmark, Lundqvist, & Widstrand, 1989), el estándar aceptado para satisfacer los requerimientos básicos de agua (agricultura, industria, energía y ambiente) de una sociedad es de 1 700 m³/hab/año. Cuando dicho indicador baja a niveles inferiores se habla de escasez hídrica periódica o limitada, y por lo tanto, estrés hídrico (Ballestero, Arroyo, & Mejía, 2015: 12). Uno de los principales países que está más cerca del límite de escasez hídrica en América Latina en función de sus recursos hídricos globales (totales) renovables es México (4 850 m^3/hab/año) (FAO, 2000). De acuerdo con FAO (2021), dicho estrés hídrico ha crecido del 28.3 %, en 2002, a 32.95 % en 2017. De acuerdo con el peso social (7° en Índice de Desarrollo Humano - IDH), económico (3° en la región), geográfico, ambiental y poblacional (20 % de la población regional) (CEPAL, 2019; PNUD, 2020), una crisis así implicaría una resonancia inédita en toda la región. Al respecto, la vulnerabilidad hídrica de México ha sido construida, social e históricamente, durante los últimos 40 años, perdiendo por sobrexplotación alrededor de 60 000 hm^3 de su reserva estratégica de agua subterránea. Esto se aceleró, actualmente, a un ritmo de 5 400 hm^3/año. En 1981, el número de acuíferos sobreexplotados era de 36. En 2013, era de 106, extrayéndose alrededor del 60 % del agua subterránea (Romero, Palacios, & Escobar, 2017; Escobar-Villagrán & Palacios-Vélez, 2012). Esto ha generado una dinámica en barreno en la cantidad de recursos hídricos renovables para el país (Figura 7).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

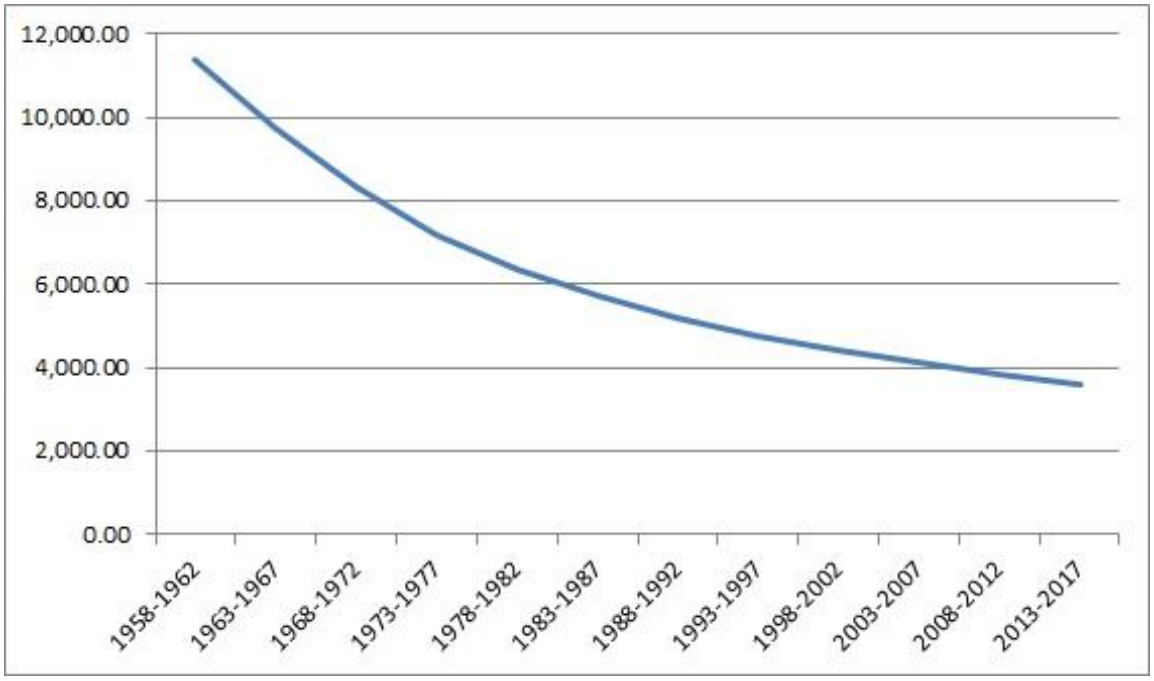


Figura 7. Recursos hídricos renovables totales per cápita (m^3/hab/año) en México. Elaboración con datos de FAO (2016).

Esto es un indicativo de la disparidad existente en el volumen hídrico disponible per cápita en México; algunas áreas ya pueden ser catalogadas como de alto estrés hídrico. Al sumar el impacto del cambio climático, marginación de regiones del sur/norte y ampliación de los centros urbanos y sistemas de riego agrícola, el cuadro resultante es una crisis hídrica nacional enlazada con conflictos locales y regionales diversos (Armendáriz, 2020; Martínez, 2017; Kauffer, 2017; Campos-Cabral & Ávila-García, 2015; Pacheco, 2014; Becerra, Sáinz, & Muñoz, 2006), así

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

como con la descomposición institucional generada en México por la privatización y descentralización neoliberal del sector público (OCDE, CAF, & CEPAL, 2018: 256; Fix, Flores, & Valadés, 2016: 167; Dabat, Leal, & Romo, 2012; IIJ-UNAM, 2011). En la construcción de tal descomposición destaca la conjugación de factores político-normativos, económicos, tecnológicos, así como urbano-poblacionales (Briseño & Sánchez, 2018; Lahera, 2010). Lo anterior permite sugerir que el conflicto se ha escalado y diseminado a nivel estructural y *glocal.*

Esto permite aludir al grado de vulnerabilidad de las capacidades de resiliencia de la propia sociedad mexicana al colocarse en dicha situación de riesgo. En este contexto, se considera a la resiliencia como un valor comunitario donde se conjugan capacidades sociales de innovación, colaboración, protección y gestión de aquellos recursos (naturales, intelectuales, culturales, etc.) que permiten adaptarse a eventos catastróficos (desestructurantes), y reponerse para recuperar, posteriormente, una determinada estabilidad y cohesión de los núcleos humanos, manutención de los bienes materiales y funcionalidad de la comunicación entre sus integrantes (Acosta, Chandra, & Madrigano, 2017; Byanyima, 2014; McManus *et al*., 2012). Parte de las cualidades resilientes de una sociedad pueden inferirse por su capacidad de respuesta de sus sistemas institucionales y comunitarios, en rubros tales como: 1) democratización de la información y conocimiento generados para mejorar y/o restaurar dichas capacidades; 2) creación de políticas y programas que protejan al ciudadano absorbiendo aquellos cambios radicales del entorno que pudieran desestructurar el modelo social local

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(así como económico, cultural, tecnológico, ambiental, etc.), y 3) capacidades para reformular e innovar el propio modelo organizativo (Frankenberger, Langworthy, Spangler, & Nelson, 2012: 10; Sampedro, 2009; Hamel & Valikangas, 2003; Bell, 2002). En contraste con esto, sistemas institucionales deficientes vulneran las capacidades de resiliencia (PNUD, 2014: 119), por lo que la descomposición del sistema de gestión de agua en México estaría indicando una descomposición a nivel institucional.

En relación con lo anterior, sugerimos que un elemento central de este déficit hídrico antrópico se deriva de los sistemas institucionales responsables de la gestión de la sostenibilidad en el país (planificación en la extracción/reinversión de los recursos naturales). En este contexto, si bien un déficit hídrico podría relacionarse con fenómenos naturales, como una sequía, el tema de la escasez hídrica tiene que ver directamente con un sistema de extracción desorbitada del recurso, y un acceso y distribución desigual al mismo (Padilla, 2012). Esto es, una construcción social donde el ámbito antrópico está conjugado de forma aleatoria con el ámbito natural (Garza, 2004; Meli, 2001:7), generando impredecibles y acumulados índices de vulnerabilidad sobre activos y medios de vida de las poblaciones (Soares & Sandoval-Ayala, 2016; Blaikie, Cannon, Davis, & Wisner, 1996). Al respecto, FAO (2012:30) señala tres variables que inciden en esta construcción social: desfase de la oferta ante la demanda, infraestructura insuficiente para satisfacer la demanda de agua, y deficiencias institucionales para garantizar un acceso seguro y equitativo. En ese contexto, se sugiere que esta vulnerabilidad hídrica se debe a la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

presencia de sistemas sociales e institucionales de distribución desigual de la propia riqueza hídrica en México.

Lo anterior indica la necesidad de abordar la problemática del agua considerando la presencia de sistemas que amplifican la desestructuración de la capacidad institucional para la gestión hídrica. Esto abre la posibilidad de caracterizar la dinámica social de los subsistemas institucionales responsables de ello, uno de los cuales es el sector científico-académico que incide en los procesos de gestión e investigación hídrica en el país. Por lo tanto, son lícitas las siguientes preocupaciones: ¿Cuáles son los patrones organizativos que prevalecen en la estructura social de investigación especializada en el tema hídrico? ¿Cuáles son las principales áreas científicas desarrolladas por dicha estructura y las posibilidades de resiliencia de la misma ante la descomposición de los sistemas sociales de gestión de agua? En este contexto, la presente investigación se planteó el objetivo de reconocer y analizar elementos estructurales en la investigación hídrica en México. Antes de ello, es preciso señalar que este trabajo no pretende abarcar "toda" la investigación hídrica en el país, pues está fuera de sus posibilidades, salvo proponer un acercamiento metodológico a una temática compleja en tiempos de escenarios totalmente inéditos.

Metodología

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La complejidad sobre la disposición y acceso a los recursos hídricos en el mundo expresa un sistema emergente de confluencias: todas las sociedades están y estarán discurriendo, en el corto y mediano plazos, hacia la necesidad de analizar la sustentabilidad de sus sistemas de gestión hídrica. En este punto, es inevitable pensar en los subsistemas institucionales responsables de plantear métricas, parámetros y/o alternativas para su aprovechamiento. Uno de estos subsistemas es el científico-académico, involucrado en la formación de instituciones, recursos humanos (técnicos, investigadores, funcionarios, etc.) y teorías que inciden en la construcción social del sistema de gestión del agua. Este sector social requisita dichas características ya que, como todo sistema social, se conforma por organigramas (formales e informales) de asociación, y se dinamiza a través de pautas de comportamiento derivadas de tradiciones, creencias y raciocinios practicados entre los individuos (Alpuche & Bernal, 2015; Suárez, 2008). Una de las acciones sociales que se diversifica con esto es la colaboración científica, en la cual subyacen estructuras sociales concretadas a nivel subjetivo y expresadas como hábitat de conexiones interpersonales, donde la valencia filial es la unidad de cohesión social comunitaria (Nuñez, 2020).

El análisis del *residuo* estructural, derivado de la coparticipación científica, es un tema que ha venido ampliándose en la investigación social (Molina, Muñoz, & Domenech, 2002), con el objetivo de describir la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aglomeración social en disciplinas y subsistemas de investigación. Incluso se llegan a utilizar indizadores genéricos (WOS, Scopus, SciELO, etc.) que permiten realizar inferencias a un nivel general de aglomeración entre disciplinas, subsistemas de investigación e instituciones, a fin de comprender patrones estructurales de todo el conjunto (Ruiz & Russell, 2016; Wezel & Soldat, 2009; Gil & Ruiz, 2009). Sin embargo, este tipo de investigaciones están acotadas por criterios metodológicos, comerciales (y políticos) del propio indizador (Devyatkin, Nechaeva, Suvorov, & Tikhomirov, 2018), por lo que quedan limitadas para analizar este tipo de entramado social y sus posibles cualidades de resiliencia estructural, principalmente en áreas particulares de investigación de sectores estratégicos como la gestión del agua. En tal contexto, la colaboración en la producción científica también es una acotación acerca de la forma en cómo ha devenido la sinergia en la comunidad académica, por lo que logra expresar parte de sus fortalezas o debilidades. Por otro lado, si bien la coparticipación y/o coautoría en trabajos científicos no expresa *todo* el horizonte y complejidad del concepto de colaboración académica, dada su *parcialidad* (López, 2010; Russell, Madera, & Ainsworth, 2009), abordar la estructura de coautorías de una determinada comunidad implica acceder a la estructura de atribuciones que subyace en su interior (Molina *et al*., 2002; Troyano, Martínez, González, & Velasco, 2005), y por lo tanto, observar el comportamiento cohesivo y distributivo del peso social entre sus miembros.

En esta dirección, se sugiere que la vinculación científica deviene en un producto construido con base en insumos de sociabilidad (reciprocidad,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

colaboración, empatía, etc.) y espacios del común acuerdo, motivados a través de diversos grados de confianza entre individuos; por consecuencia, la aglomeración científica (investigación, docencia, servicio, etc.) genera un indicador *asortativo* (anglicismo referente a agrupaciones entre sujetos con preferencias similares; ver Newman, 2002), que permite analizar su comportamiento estructural. Por lo tanto, la participación en productos de investigación, como publicaciones, expresa la existencia de patrones de asociación y complicidad filial, por una cuestión básica: la generación de conocimiento es una experiencia comunitaria, producida por investigadores agrupados en formas (comités, equipos, cuadrillas, etc.) que continuamente se imbrican entre sí: colaborando, intercambiando, compartiendo distintos recursos (económicos, humanos, intelectuales, etc.) para lograr determinados productos, como manuscritos científicos, los cuales contienen un modelo de asociación determinado, una experiencia social particular (Milard, 2010), que sintetiza elementos sociales, tales como diversidad, sinergia, reciprocidad, confianza, etcétera. Esto expresa, a su vez, una estructura poco visible, nutrida de relaciones de filiación y empatía entre los miembros de dichos grupos.

Analizar esto último posibilita explorar la forma en que se organizan estas colectividades, cómo (y con quién) comunican los resultados de sus investigaciones, a qué áreas científicas pertenecen y desde qué instituciones lo llevan a cabo; por lo tanto, se accede a patrones de sociabilidad subyacentes en estos procesos de colaboración (Mendieta & Ruiz, 2009), posibilitando, incluso, la constatación de amplias

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

comunidades (colegios) conceptuales, invisibles y dispersas a lo largo de múltiples territorios científicos. En este sentido, si bien los *hábitats* epistemológicos pueden presentarse como independientes entre sí (López, 2010), continuamente se imbrican y subsumen a través de prácticas cotidianas de colaboración interdisciplinaria. Considerando este supuesto de aglomeración científica, para la elaboración de este trabajo se seleccionó un esquema deductivo mixto y una muestra determinística, por conveniencia, utilizando dos herramientas básicas.

1. Archivo histórico de manuscritos publicados en la revista *Tecnología y ciencias de agua* (Tyca), durante el periodo 2010-2018. Este archivo es de acceso público y dispuesto, para análisis y consulta, en el *link* http://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca. El contenido de estos trabajos publicados es obligatoriamente citable. Actualmente, Tyca pertenece a diversos índices nacionales e internacionales de documentación y difusión de conocimiento científico y técnico de la ciencia, tales como Journal Citation Reports (JCR), Scopus, SJR SCimago Journal & Country Rank (2007-2020), ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts), Scielo y Latindex, entre otros. Con respecto a las cualificaciones obtenidas, Tyca participa en el Sistema de Clasificación de Revistas Mexicanas de Ciencia y Tecnología (CRMCYT) del Conacyt. De acuerdo con el subcapítulo VII. Ingenierías, Tyca es una de las dos revistas mexicanas que poseen una clasificación Q3; para el Journal Citation Report (JCR) tiene un factor de impacto de 0.29 (Conacyt, 2016), y de acuerdo con Scopus/Scimago Journal & Country Rank (SJR) su rankeo de citación es de 0.195, siendo la única revista mexicana con la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

clasificación Water Science and Technology, que se encuentra en el tercer quartil (Q3) de la clasificación del índice SJR (SJR, 2007-2020). Si bien Tyca no es la única revista sobre temas hídricos en México, es un medio altamente especializado en el tema agua, pero con rangos de publicación que abarcan campos relacionados con la gestión, aprovechamiento, uso, explotación, conservación, cuidado y conocimiento del agua, y demás recursos naturales asociados, como suelo y bosque, por lo que se amplía hacia disciplinas como agua y energía; calidad del agua; ciencias hidroagrícolas; ciencias políticas y sociales; gestión del agua; hidrología e hidráulica (Tyca, 2020).

La construcción de este perfil de citación, en el mundo de la investigación científica, indica un determinado grado de confianza, al ser considerada como una fuente fidedigna y verificable de conocimiento científico hídrico. Ante esto, muchos especialistas acuden a Tyca para difundir los resultados de sus investigaciones. Este gradiente de certidumbre y aglomeración social expresa una valoración estructural en la construcción del conocimiento científico. En esta dirección, abstrayendo a Tyca de una noción solipsista y conceptualizándola como un espacio social de difusión y discusión del conocimiento hídrico, el producto analizado deriva de las fórmulas sociales prestablecidas por los mismos autores, desde sus instituciones. Esto permite considerar a Tyca dentro de los parámetros de esta investigación.

Cada documento publicado en Tyca aportó información como año de publicación, número/volumen de la revista, autores, su institución/nacionalidad de origen, título y temáticas de incursión hídrica,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

etcétera. Esto llevó a estandarizar la onomástica de nombres propios, así como de instituciones y países, permitiendo contar con un congregado de 453 documentos elaborados por 1 274 autores, provenientes de 259 instituciones y 36 nacionalidades. Tomando como unidad de análisis la coautoría de cada documento, la información se organizó y sistematizó en matrices de adyacencia binarias, unimodales y bimodales, discriminándose autorías en solitario. Por su parte, la información de nacionalidades, áreas de conocimiento, instituciones y año de publicación ofreció una batería de atributos para las unidades de análisis relacional: autor-coautor y área-área. Para esto último, se predeterminaron 49 áreas de vinculación e investigación adyacentes y dependientes, obteniendo díadas superpuestas de temáticas científicas, por lo tanto, estructuras de solapamientos gnoseológicos. Para analizar esta información se utilizó el Análisis de Redes Sociales (ARS).

2. Análisis de Redes Sociales (ARS). El trasfondo estructuralista, el determinismo matemático y la analítica visual integrados al ARS permiten *aprehender* la complejidad y dimensionalidad topológica de la estructura social, principalmente a través del análisis de la recombinación de los atributos relacionales de los sujetos en un entorno social dado (López, 2010; Vélez, 2007; Sanz, 2003). Por lo tanto, la unidad de dicho análisis es un tándem generado por conjuntos de individuos, vínculos establecidos entre sí y sus flujos de información (Wasserman & Faust, 2013: 37; Machín, 2012: 64). Esto permite conocer el diámetro de una red social, al determinar la distancia máxima entre nodos, su fortaleza y debilidad de los lazos (Granovetter, 1983). Las paradojas sociales cotidianas entre

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sujetos generan un comportamiento isomórfico que gesta una riqueza social expresada a través de múltiples egocentrismos que, en un comportamiento exponencial, da lugar a estructuras sociales de afiliación y/o referenciales. Esto es, la sociocentricidad del fenómeno social es expresión algebraica del egocentrismo de la vinculación social, por lo que valores como cohesión, colaboración, vinculación, dispersión, etcétera, son susceptibles de convertirse en unidades mensurables y analizables permitiendo evaluar la eficiencia e innovación comunicacional de grupos de investigación en su gestión de recursos (sociales, intelectuales, etc.). De esta forma, a mayor diversidad de vínculos sociales, mayor densidad social, y por lo tanto mayor capacidad de colaboración y gestión de potencialidades (sociales, políticas, económicas, etc.).

Para esto, se utilizó parte del aparato conceptual del ARS, a fin de expresar la centralidad y el agrupamiento de los actores en función de su entorno:

1. El grado nodal (*degree*) identifica capacidades sociales de empatía de los actores para comunicar, intercambiar y tener acceso a información privilegiada sobre los eventos que están ocurriendo en la red; dicha capacidad es sistematizada por medio del conteo del número de vínculos directos de cada actor (Wasserman & Faust, 2013; Paniagua, 2012). De acuerdo con Machín (2012: 68), la igualdad matemática que auxilia en esto para grafos no orientados y normalizados es:

$$C_g(n_i) = \sum^{A} L\left(n_i, n_j\right)/(A-1)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Donde C_g (n_i) representa el número de nodos a los cuales está conectado n_i, dividido entre la amplitud de la red analizada menos uno (A – 1).

2. La intermediación (*betweenness*) entre nodos aborda la capacidad de determinados individuos para *customizar* el flujo de información entre dos actores que no poseen relación directa, logrando posicionarse como puentes obligados entre actores de una determinada red (Wasserman & Faust, 2013: 212). Machín (2012: 69) sugiere la siguiente fórmula matemática para determinar dicha capacidad:

$$C_I(n_i) = \sum g_{jk}(n_i)/g_{jk} \; \forall j < k$$

Donde $C_I(n_i)$ es el grado de intermediación; $g_{jk}(n_i)$, el número de distancias geodésicas entre los nodos j y k que pasan a través de un nodo i; g_{jk}, el número de distancias geodésicas que vinculan a j y k.

3. La eficacia de toda red social para gestionar el flujo y rapidez con que se traslada la información de un nodo a otro se expresa a través del concepto de densidad social. En este caso, la transitividad al interior de una red social es directamente proporcional a la mutiplicidad de las posibles vinculaciones existentes entre un grupo (conexiones reales), por lo que valores altos de densidad social significan mayor eficacia en el traslado de información. Lo valores van de 0 (no existe vinculación) a

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

100 % (todos los nodos están plenamente vinculados). Wasserman y Faust (2013: 154) proponen el cálculo de esta propiedad a través de:

$$\Delta = \frac{L}{g(g-1)}$$

Donde Δ es la densidad; L, el número de relaciones reales, y $g(g-1)$ es el número de relaciones posibles.

4. El análisis de la transitividad estructural expone dinámicas de subaglomeración debido al comportamiento de actores con intereses y valores compartidos de empatía y cohesión social (Hanneman & Riddle, 2005: 175). Esto los identifica como grupos densos, compactos y conectados; se les denomina cliqués. De acuerdo con Brandes y Erlebach (2005: 114), Turán (1941) definió el cálculo para determinar la presencia de cliqués de ciertas proporciones con respecto al tamaño de una red de la siguiente forma:

$$G = (V, E)\ si\ m > \frac{n^2}{2} \cdot \frac{k-2}{k-1}$$

En este contexto, $G = (V, E)$ es un grafo no dirigido, por lo que existe un cliqué del tamaño de k entre G.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Según estos autores, la identificación de cliqués en la vida real es relativa por su constante superposición, de aquí que un grado alto de superposición indica un mayor intercambio de información entre camarillas, aunque menos integración y control de dicho flujo. Esto valores ofrecen, en situaciones particulares, la posibilidad de reconocer el potencial de innovación y recuperación social de la estructura en red.

5. De acuerdo con Girvan y Newman (2002), la transitividad estructural también permite expresar la capacidad de agrupamiento de dos nodos en función de un vínculo en común con un tercero. Esto aumenta su probabilidad de conocerse y agruparse en un mismo subgrupo. Este comportamiento, conocido como coeficiente de clusterización, permite distinguir grupos específicos. La diversidad e intensidad de estos vínculos indica los procesos de cohesión y posibilidades de innovación al interior de dichos colectivos y/o racimos sociales (Ramos-Vidal, 2015).

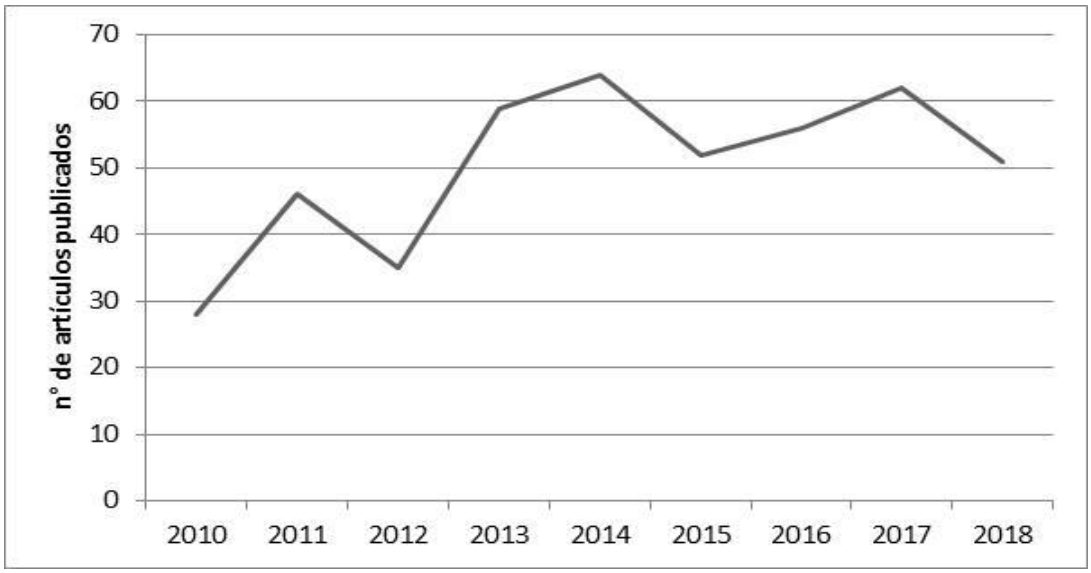
Los cálculos y estadísticos descriptivos fueron realizados con *UCINET*, versión 6.587; los grafos se elaboraron con *NETDRAW* y *Visone* 2.8.1.

Resultados y discusión

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tyca se deriva de una larga línea de publicaciones mexicanas especializadas en el medio hídrico, comprendiendo un currículum de alrededor de 80 años de publicaciones (Tyca, 2020). En función de esto, es un instrumento especializado en el tópico hídrico. De acuerdo con el análisis realizado y el periodo involucrado en la investigación (2010-2018), entre 2010 y 2014 Tyca tuvo un periodo de consolidación e incremento en la contribución de trabajos; 2014 fue el año más significativo en la curva de producción científica. A partir de 2015, la curva comenzó a descender (repuntando en 2017), llegando, en 2018, a un 11.26 % de la producción total. El descenso entre el año tope, 2014, y el último año analizado, 2018, fue de -0.20 % (Figura 8).



Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 8. Evolución en la producción científica hídrica presentada en Tyca (2010-2018). Elaboración con datos de Tyca (2019).

Esta dinámica editorial posibilita explorar tres dinámicas: 1) delimitación de campos de investigación hídrica. El temario general, propuesto por Tyca, y la diversidad de los temas hídricos publicados, permitieron proponer 49 áreas de aglomeración científica (Tabla 1).

Tabla 1. Definición de 49 áreas de investigación hídrica en México 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Áreas de investigación hídrica				
Abastecimiento	Desalinización	Hidráulica	Inundaciones	Precipitación
Acceso al Agua	Dinámica Pluvial	Hidrodinámica	Irrigación	Prod. costera
Agricultura	Eco-hidrología	Hidroenergía	Mecánica de Ríos	Protección Costera
Agua Residual	Ecología	Hidrogeología	Mecánica de Suelos	Recurso Hídrico
Balance Hídrico	Erosión de Playas	Hidrografía	Medio Ambiente	Sequías
Biotecnología	Erosión Hídrica	Hidrología	Meteorología	SIG

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Calidad del Agua	Evapotranspiración	Hidrología Forestal	Mitigación de Riesgo	Huella Hídrica
Cambio Climático	Eventos Meteorológicos Extremos	Infraestructura	Oceanografía Geológica	Sustentabilidad
Capital Social	Física	Ingeniería	Pesticidas	Transferencia de Tecnología
Climatología	Gestión de Proyecto	Inteligencia Artificial	Política Hídrica	

De acuerdo con esto, 20 áreas concentraron el 88.08 % de los trabajos científicos (Figura 9), destacándose: Hidrología (10.60 %), Ingeniería (9.71 %), Agricultura (9.05%), Hidrodinámica (7.73 %), Agua Residual (6.84 %), Abastecimiento de Agua (5.96%), Calidad del agua (5.30 %), Balance Hídrico (4.86%) y Cambio Climático (4.86 %), entre otras. Estas cinco últimas son evidencia de la creciente preocupación indicada por Mejía *et al*. (2017), The y Blomqvist (2017), y González (2016): la creciente presión y contaminación sobre el recurso agua y su contaminación.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

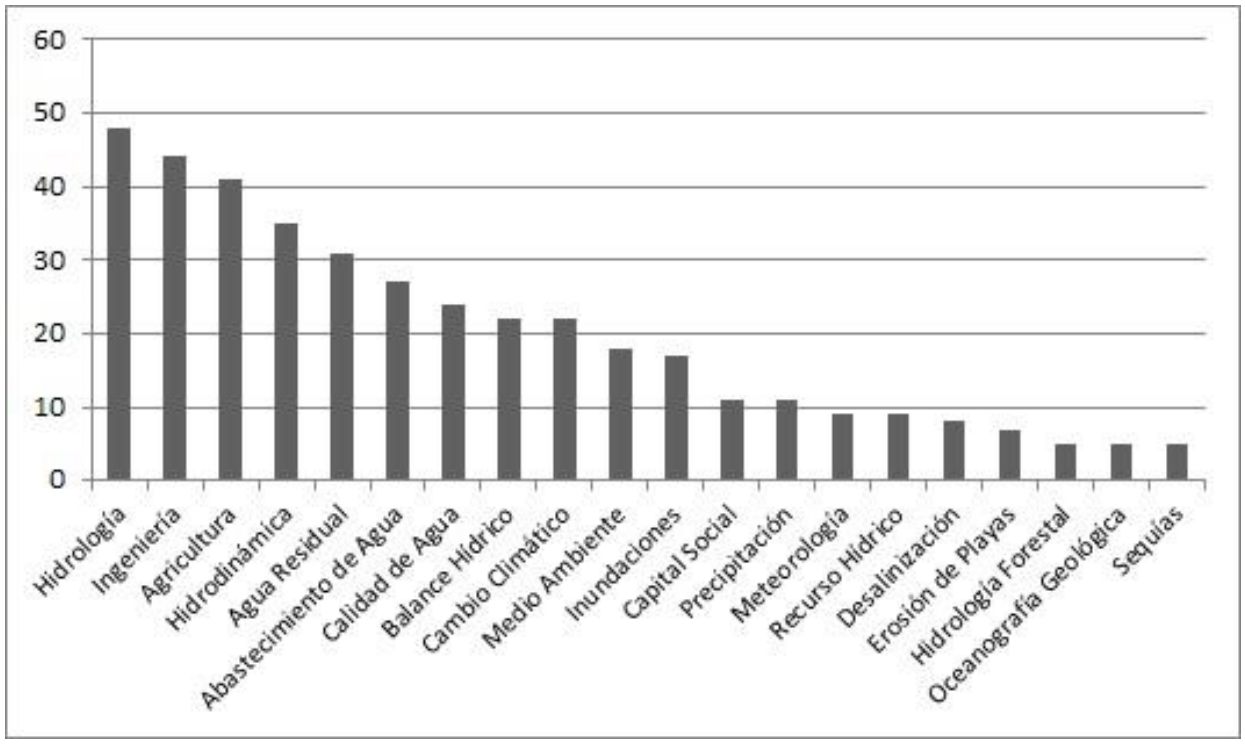


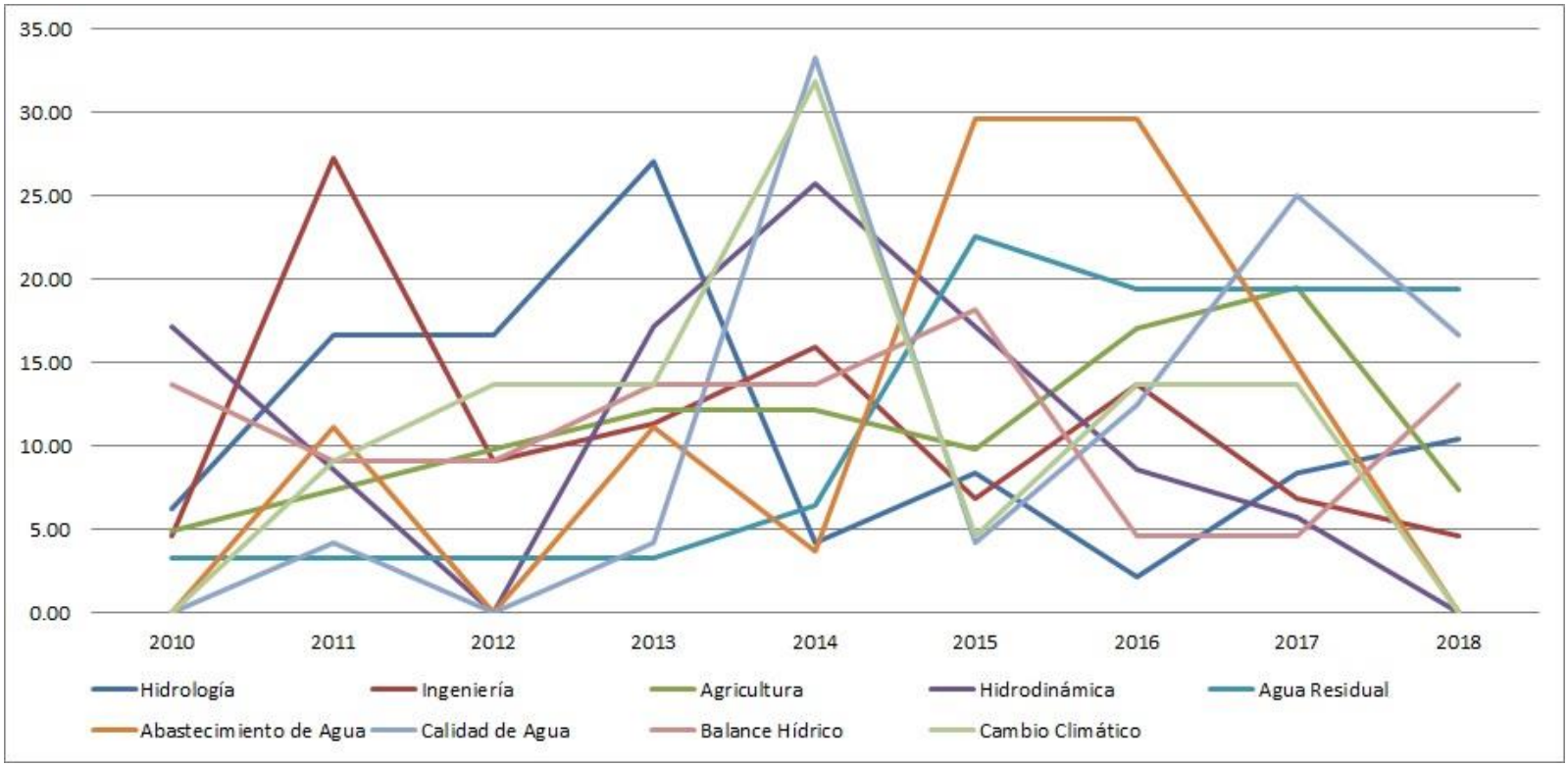
Figura 9. Principales áreas de investigación científica en cuanto a artículos publicados (2010-2018). Elaboración con datos de Tyca (2019).

2. Esta actividad científica sugiere fluctuaciones, por áreas y por año, en la investigación hídrica (Figura 10). Al respecto, Hidrología, que tuvo el mejor desempeño, presentó un pico de producción científica en 2013 (27.08 %), aunque en 2016 este porcentaje bajó (2.08 %), cayendo alrededor de 92 %. Por su parte, Ingeniería fue prominente en 2011 (27.27 %), aunque un año antes su producción fue de sólo 4.55 %. A pesar de que en 2010 Agricultura tuvo una producción limitada (4.88 %),

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en 2017 se incrementó 19.51 %. Hidrodinámica tuvo su mejor desempeño en 2014 (25.71 %), pero en 2017 bajó su producción (5.71 %) y en 2018 no presentó trabajos. El área de Agua Residual tuvo, en general, un bajo desempeño durante los primeros años; sin embargo, en 2015 generó el 22.58 % de su producción científica. El tema de Abastecimiento de Agua tuvo un comportamiento particular, pues en 2010 y 2014 su producción científica fue de muy baja a nula, pero en 2015 y 2016 presentó una producción importante (29.63 %).



Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 10. Dinámicas de producción en nueve áreas científicas (artículos publicados). 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

3. Estas fluctuaciones de investigación suponen una diferenciación en la afluencia de autores, así como una propiedad poco explorada para revistas científicas: como espacios comunitarios epistemológicos. Esto se perfila más al registrar el número de autores por área científica. En este sentido, el 64.54 % de los investigadores se concentró en Hidrología (10.83 %), Agricultura (10.37 %), Ingeniería (8.52 %), Agua Residual (7.36 %), Hidrodinámica (6.84 %), Calidad del Agua (6.14 %), Balance Hídrico (5.04%), Abastecimiento de Agua (4.98%) y Cambio Climático (4.46 %). Al analizar estas fluctuaciones, por año, se observó una tendencia positiva (Figura 11), alcanzando un pico de participación en el año 2017 (14.95 %). Al separar este análisis por trienios, se observó que durante el primer trienio (2010-2012) participó el 22.83 % de autores; en el segundo (2013-2015), se conjugó el 38.76 %; para el último trienio (2016-2018) el porcentaje fue de 38.41 %.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

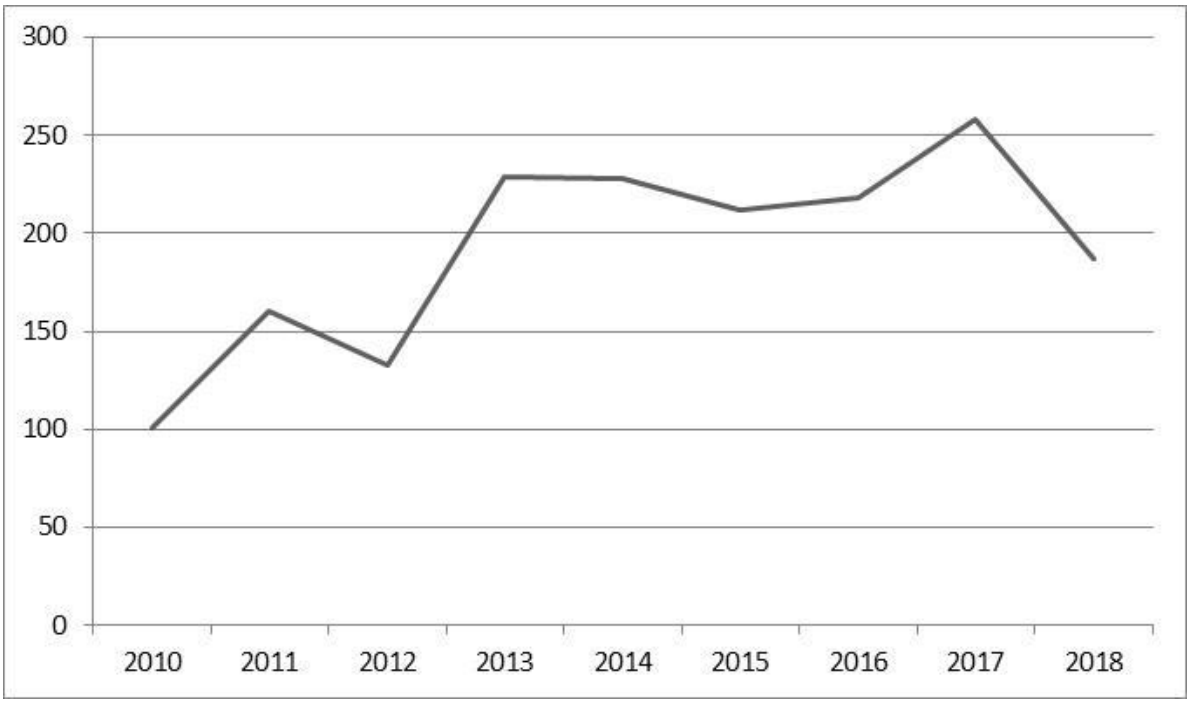


Figura 11. Número de autores, por año, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Las fluctuaciones de autores, por área de investigación, sugieren distintos gradientes de aglomeración social; esto soporta el argumento comunitario como principal fuente de generación de conocimiento. Para esto, se determinó el número de autores asociados por artículo publicado. En esta dirección, el promedio de autores fue de 3.81, con un máximo de 18 y un mínimo de dos. Por su parte, la desviación estándar fue de 1.75 y la varianza de 3.06, lo que señala a equipos principalmente compactos y acotados. Al analizar dichos estadísticos por área, principalmente en aquellas que comprenden el 80 % de los autores (Tabla 2), se obtuvo que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el área de Sequías presentó el promedio más significativo de autores por documento, 7.40, con un máximo de 18 colaboradores y un mínimo de cuatro. Le sigue el área de Calidad de agua, con un promedio de 4.42, un máximo de ocho, y un mínimo de dos autores. Posteriormente, las áreas de Agricultura, Medio ambiente, Precipitación y Meteorología tuvieron un promedio de ±4.34 autores. Se destaca la posición de la categoría Sequías, la cual presenta una tendencia significativa como nodo de inclusión social, así como su transversalidad con Agricultura, Medio ambiente y Precipitación.

Tabla 2. Composición autoral en las principales áreas de investigación hídrica, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Opciones	Prom.	Max	Min	Desv. est.	Var.
Hidrología	3.90	10	2	1.95	3.80
Agricultura	4.37	7	2	1.26	1.59
Ingeniería	3.34	6	2	1.20	1.44
Agua Residual	4.10	8	2	1.58	2.49
Hidrodinámica	3.37	7	2	1.33	1.77
Calidad de Agua	4.42	8	2	1.91	3.64
Balance Hídrico	3.95	7	2	1.36	1.85
Abastecimiento de Agua	3.19	8	2	1.49	2.23
Medio Ambiente	4.33	10	2	2.17	4.71

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cambio Climático	3.50	11	2	1.99	3.98
Inundaciones	3.47	6	2	1.42	2.01
Precipitación	4.33	7	1	1.78	3.15
Meteorología	4.33	6	3	1.00	1.00
Sequías	7.40	18	4	5.98	35.80

Al analizar la composición numérica de autores por tipo de estratos se observó que la mayor parte de los artículos (72.41 %) fue compuesto por grupos de 2 a 4 autores. Al analizar esta composición de forma ascendente, el tándem predominante fue de 2 a 3 autores (49.23 %), seguido de la composición de 4 a 5 autores (el 37.09 %); por su parte, los equipos de 6 a 7 miembros generó el 10.60 % de los trabajos; el resto (3.09 %) fue generado por grupos ≥ 8 autores (Figura 12).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

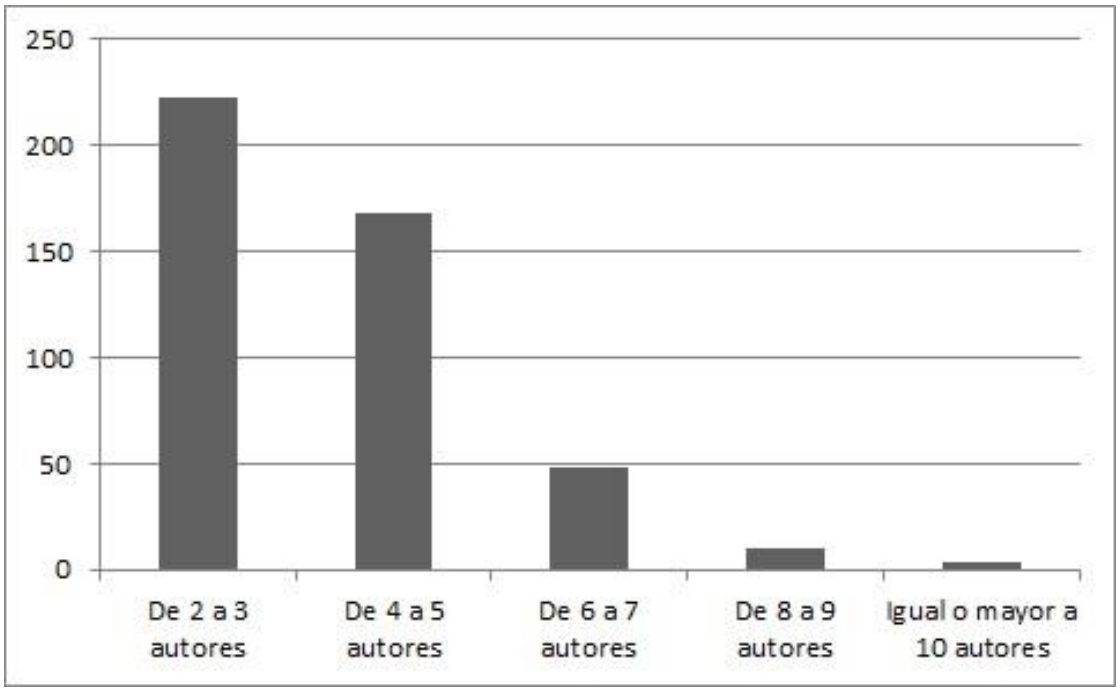


Figura 12. Composición social en el conjunto de artículos científicos, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Lo anterior caracteriza al proceso de asociación y generación de conocimiento hídrico en México como individual y acotado a grupos compactos y cerrados, y por lo tanto, atomizado. En disciplinas científicas, como la Física, los procesos de aglomeración son distintos, llegando a presentar promedios arriba de ocho autores; en el caso de la Agricultura y Ganadería, el promedio fue de cuatro autores, aunque esto tiende a ser dinámico, como lo indica FCCT (FCCT 2018: FCCT, 2006: 121). Al respecto, las fluctuaciones observadas por año, por área científica y número de autores suponen determinados patrones de asociación, en los

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cuales la recurrencia y el traslape de autores son valores normales en comunidades de investigación; así, el promedio de participaciones de los autores fue de 1.96, con un máximo de 18 y un mínimo de uno. La desviación estándar fue de 1.88 y la varianza de 3.53. Al analizar las participaciones por estratos, la mayor parte (94.5 %) fueron entre 1 a 5 participaciones; el resto (5.49 %), participaciones ≥ 6. Esto indica que si bien hubo actores con mayor participación en la generación de una determinada agenda científica hídrica, dicha participación fue más bien baja: al abordar el número de participaciones por autor se constata que los valores más significativos (7.78 %) se concentran en el 1.26 % del total de autores. Estos valores de baja denominación permiten suponer una comunidad científica centralizada y obliga a pensar en cualidades estructurales, por lo tanto, en valores de densidad, integración y amplitud social de la comunidad epistemológica abordada.

Ecosistema de vinculación institucional

Cada artículo científico es resultado de la confluencia interinstitucional: el 33.44 % de los autores provino de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (7.93 %); del Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA) (6.00 %); del Colegio de Postgraduados (5.49 %); de la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Universidad de Concepción (Chile) (2.67 %); de la Universidad Autónoma Chapingo (Uach) (2.51 %); del Instituto Politécnico Nacional (IPN) (2.39 %), etcétera (Figura 13). Esta presencia institucional indica posibles mecanismo de resiliencia, al poder mantener determinados estándares de gobernanza y gobernabilidad alrededor de la gestión del agua (Murillo & Soares, 2013). De acuerdo con Alpuche y Bernal (2015), y Bell (2020), el peso de las instituciones y su capacidad para liderar fortalezas de la sociedad y afrontar problemas que escapan a los individuos podría ser determinante para los dilemas hídricos señalados.

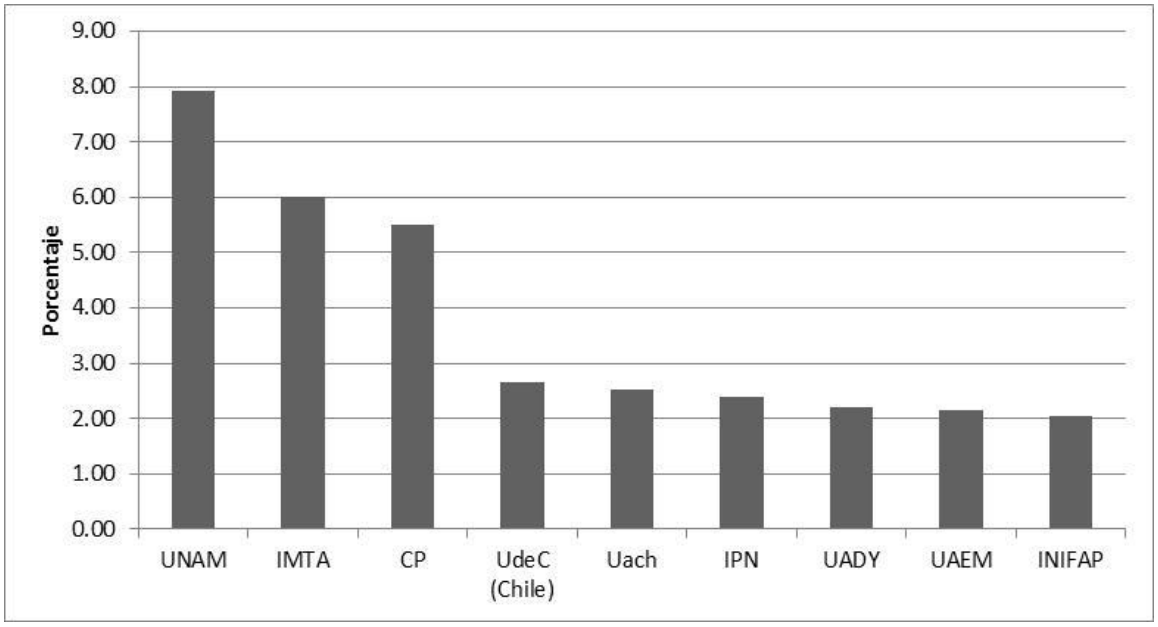


Figura 13. Principales instituciones de origen de los autores, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la investigación regional hídrica, el 83.99 % de los autores provino de Latinoamérica. México es el principal origen de autores (61.77 %), le sigue España (7.46 %), Argentina (5.97 %), Chile (5.18 %), Colombia (4.55 %), China (4.40 %), Cuba (2.20 %) y Perú (1.33 %), entre otros. Por su parte, la intervinculación científica entre nacionalidades mostró los principales intercambios de investigación hídrica de México: EUA (23.53 %), Cuba (19.61 %), Costa Rica (7.84 %), España (7.84 %), Canadá (5.88 %), Chile (5.88 %), etcétera. Cabe destacar las relaciones de EUA con México (68.63%), China (17.65 %) y Chile (9.80 %). Ecuador se destacó por su relación con México (64.29 %), Cuba (14.29 %) y Chile (10.71 %) (Figura 14). Esto evidencia el carácter regional de las preocupaciones hídricas, señaladas por Ballestero, Arroyo y Mejía (2015:12), y FAO (2000), pero también delinea de forma más concreta la composición de una estructura en red en temas hídricos.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

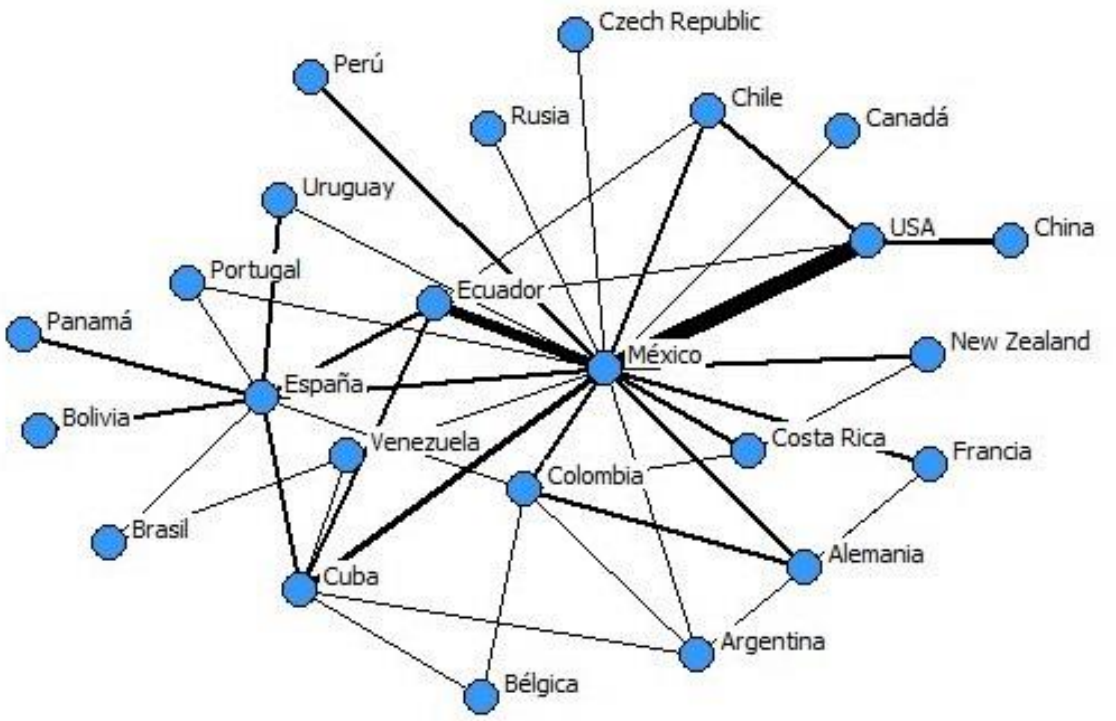


Figura 14. Colaboración hídrica entre nacionalidades, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Ecosistema epistemológico de la investigación hídrica

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cada artículo científico puede ser conceptualizado como un espacio de confluencia entre investigadores (Milard, 2010; Mendieta & Ruiz, 2009) y también como posibilidad estructural. Esto se puede observar al conjugar las múltiples aristas y vértices que designan la comunión entre sujetos con intereses compartidos (durante nueve años), lo que produce una retícula estructural con flujos y centros con mayor densidad social que otros, con zonas periféricas y zonas concéntricas que hablan de una movilidad del recurso epistemológico sobre temas hídricos (Figura 15), y que permite, por lo tanto, acceder a la comprensión de una porción del sistema comunitario institucionalizado en procesos de gestión hídrica.

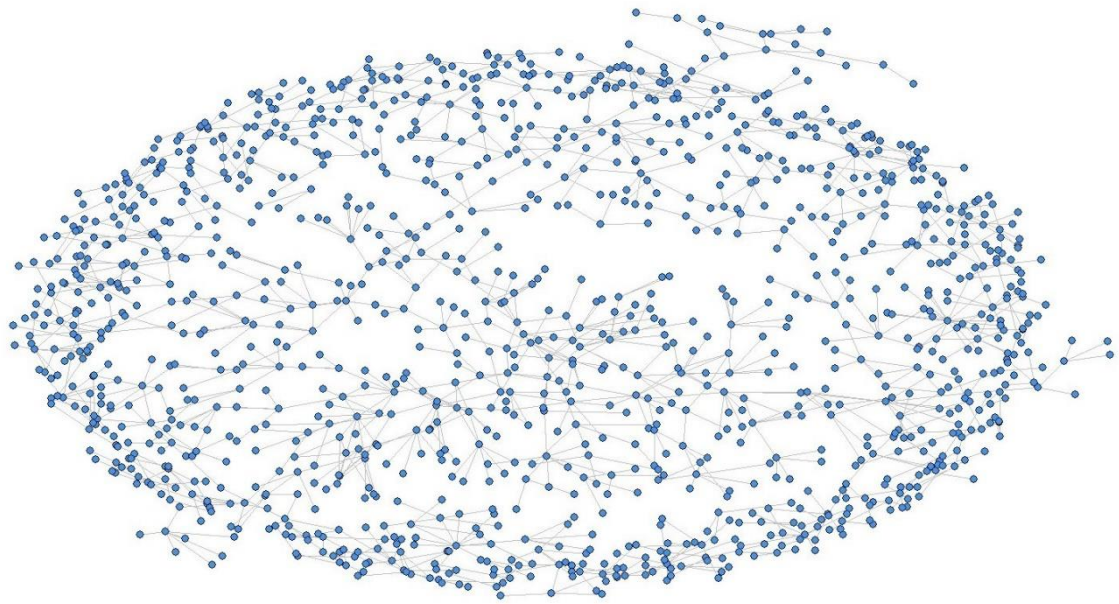


Figura 15. Adyacencia de coautorías 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este tipo de estructuras sociales constata un sistema de recombinación cruzada de saberes y conocimientos hídricos, y confirma la fusión e imbricación gnoseológica. En este contexto, al revisar las relaciones de colaboración, encumbramiento y dependencia por bienios y grado nodal entre áreas científicas, se evidenció una fluctuación y prominencia social, apuntando a una determinada preocupación socio-epistemológica. En este sentido, las áreas más prominentes son aquellas que por tamaño y posición (más cerca del centro) permiten observar dicha tendencia (Figura 16).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

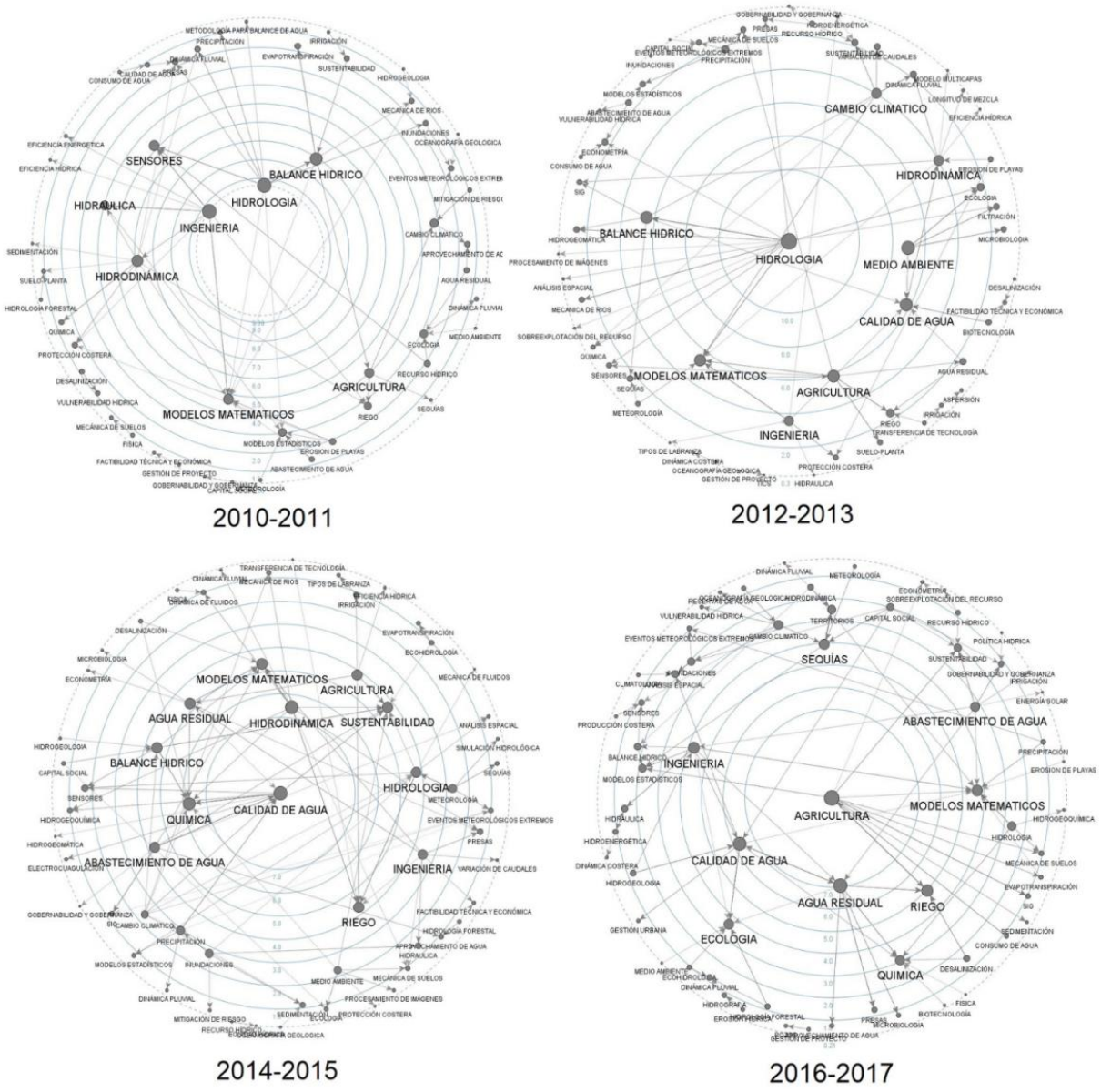


Figura 16. Grados nodales entre áreas de investigación, en cuatro bienios, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En esta dirección, en el bienio 2010-2011, las disciplinas con mayor grado nodal correspondieron a áreas de medición de propiedades físicas y químicas del agua, así como a tecnologías y análisis de procesos industriales. En el bienio 2012-2013, este sistema reticular siguió centrándose en la medición de características físicas y químicas del agua, pero también biológicas y de calidad para uso humano, aunque también incluyó uso agrícola, degradación e impacto ambiental. En el bienio 2014-2015, las principales áreas fueron aquellas relacionadas con la medición de características físicas, químicas y biológicas del agua aptas para el ser humano, así como la dinámica del fluido hídrico, etcétera. En el bienio 2016-2017, la composición estructural se centró en áreas de producción de alimentos, impacto doméstico e industrial sobre la calidad del agua, así como modelos y tecnologías de evaluación y sequías. Este traslape de áreas de investigación identifica la construcción de *una* preocupación *sistémica glocal y multidimensional* en la investigación hídrica analizada; por lo tanto, la complejidad que subyace en la misma.

Al considerar núcleos seminales de "contención", el coeficiente de clusterización permitió localizar áreas de conocimiento con cualidades significativas para integrarse a capas epistemológicas más amplias: Protección Costera (20.00), Irrigación (13.08), Mitigación de Riesgo (8.91), Física (8.36), Consumo de Agua (7.80), y Climatología (6.25), entre otras, lo que supone dinámicas de "empatía" gnoseológica. En este contexto, se definió una área de alta densidad social, compuesta por 20 áreas de investigación (Figura 17), identificándose la construcción de un campo de imbricación epistemológica, y "polinización" cognoscitiva. Es

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

decir, diversos *colegios conceptuales*: son notorias las empatías de Hidrología con Balance Hídrico y Agricultura; Hidrodinámica-Agricultura-Ingeniería. Un grupo relevante se observa en Hidrología-Agricultura-Agua Residual, confirmando lo indicado por Lahera, (2010): la urgencia de generar sistemas hídricos sustentables.

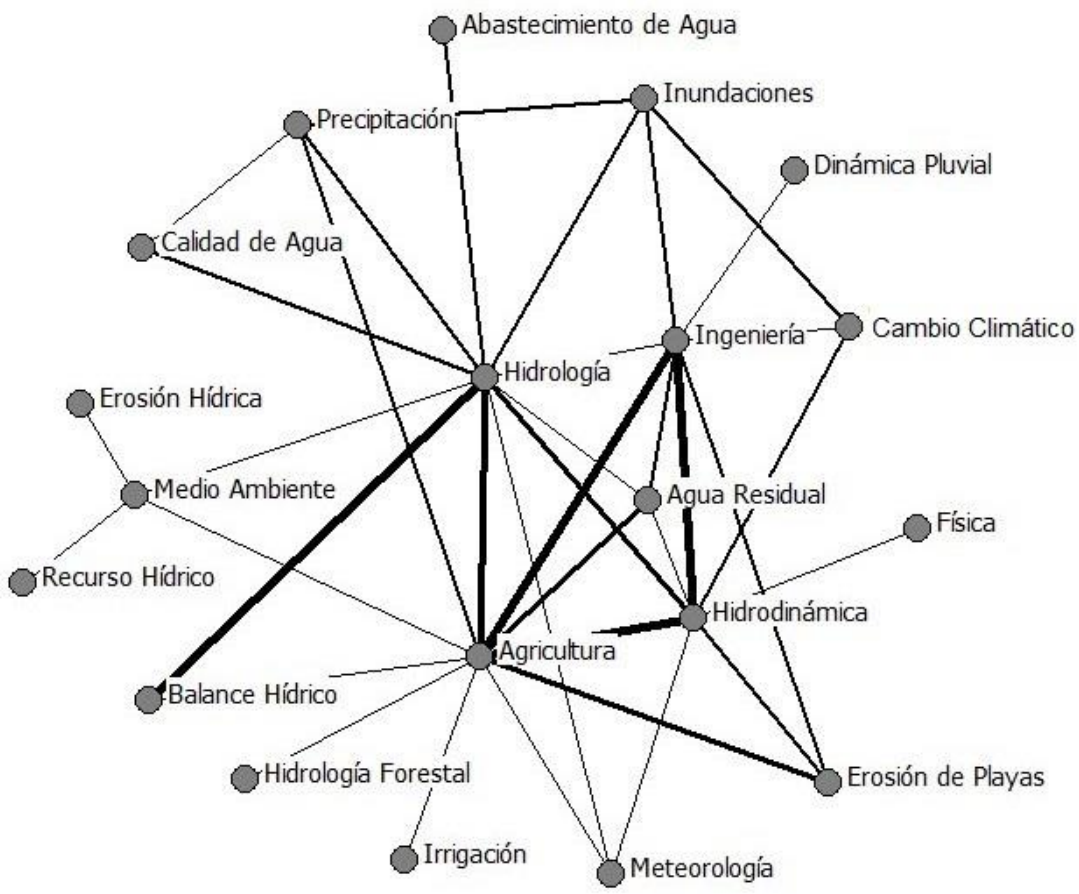


Figura 17. Estructura de colaboración entre áreas de investigación. 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Las dinámicas de asociación, entre investigadores, permiten bosquejar recombinaciones epistemológicas, pero también posibilitan acceder al análisis de nociones de poder e influencia entre los individuos, como elementos normativos de estos sistemas sociales (Burt, 1992). Estas nociones retratan tensiones internas y posiciones prominentes, ya sea para vincular, comunicar y/o interrumpir flujos de información de acuerdo con intereses particulares, modificando el comportamiento de toda la red. Por ejemplo, los valores de transitividad (1.78 %) y densidad social (0.08 %) son bajos, e indican un flujo de información ralentizado, por lo tanto, poca vinculación y múltiples vacíos. Al respecto, Burt (1992: 65) indica que estos vacíos de vinculación expresan, de forma directamente proporcional, un mayor grado de verticalidad y jerarquización en la vinculación, y por consecuencia, mayor control del flujo de información y nivel de clausura de las comunidades, así como un nivel acotado de innovación. Estas estructuras se caracterizan por presentar liderazgos reducidos y fuertemente vinculados. Sin embargo, esta aparente falta de horizontalidad genera, también, un campo de oportunidades que apuntaría hacia una mayor heterogeneidad interna.

En relación con esto, el número de hoyos estructurales (4 209), y el promedio de vínculos (1.96) señalan grados nodales significativamente bajos, por lo tanto, flujos de información ralentizados y una red poco vinculada. Estos valores se corresponden con los observados en la desviación estándar, para grado de salida, y para grado de entrada, lo que comulga con una limitada variabilidad y capacidad de alcance de los

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

actores, expresadas en los valores bajos observados para la varianza, en grado de salida y grado de entrada. Estos valores caracterizan a subsistemas reticulares que centralizan la prominencia social (Tabla 3).

Tabla 3. Estadísticos descriptivos. Red de colaboraciones, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Opc	Grado de salida	Grado de entrada
Promedio	0.998	0.998
Desv. Est.	1.98	0.94
Varianza	3.92	0.88
Centralización	0.44 %	0.26 %

Estas dinámicas se acentúan al analizar el componente estructural, donde los arcos de vinculación presentan valores continuos de recurrencia y colaboración. Para esto, se excluyó el valor nodal = 1. Este procedimiento mostró una estructura más *cribada*, compacta, con mayor densidad social (0.84 %), y expuso grupos separados, cerrados y más o menos independientes, unos de otros, aunque permitió distinguir, de forma más precisa, la prominencia social entre áreas científicas (Figura 18). En este caso, los investigadores con mayor rango nodal fueron de Hidrología, Producción de Alimentos, Ingeniería e Infraestructura. Por su parte, la capacidad de determinar el discurso epistemológico de la investigación hídrica estuvo distribuida de forma piramidal y centralizada

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

por investigadores del área de Balance y Calidad del Recurso Hídrico, seguidos de Ingeniería e Infraestructura, Océanos y Recursos Costeros así como de Modificaciones Climáticas.

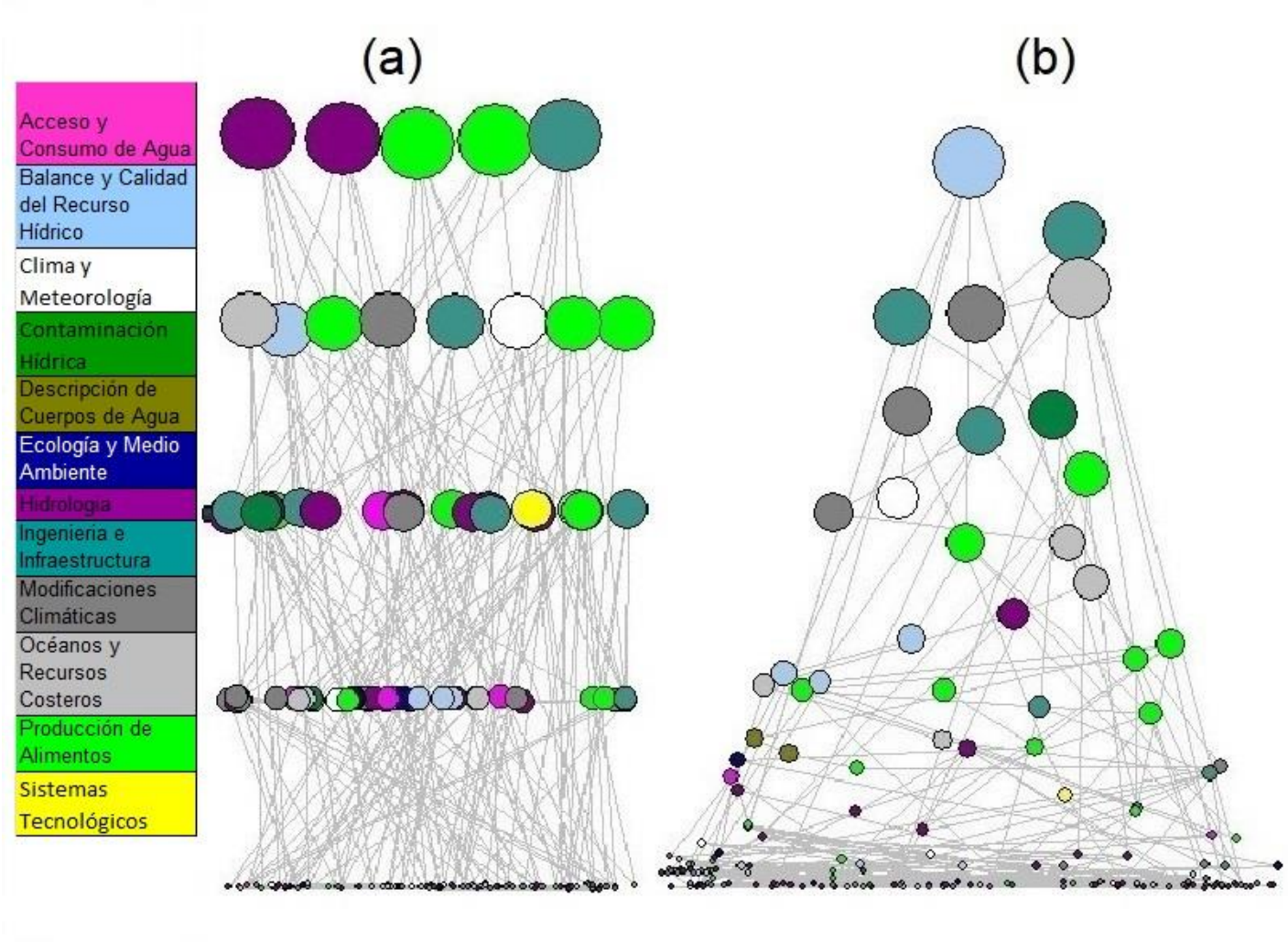


Figura 18. Grado nodal (a) y de intermediación (b), 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En función de esto, y considerando al insumo de confianza como el constituyente estructural, se observa una gestión acotada del mismo (Figura 19). Sus valores presentan una determinada heterogeneidad (grosor de vínculos), pero sólo a nivel local (recuadros color negro). Al considerar el valor de reciprocidad (color rojo), su denominación es significativamente baja (3.7 % de los arcos), y sólo en una tríada (círculo gris). Ello se sustenta al confirmarse sólo 56 cliqués, indicando que esta estructura de investigación posee un nivel de innovación limitado.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

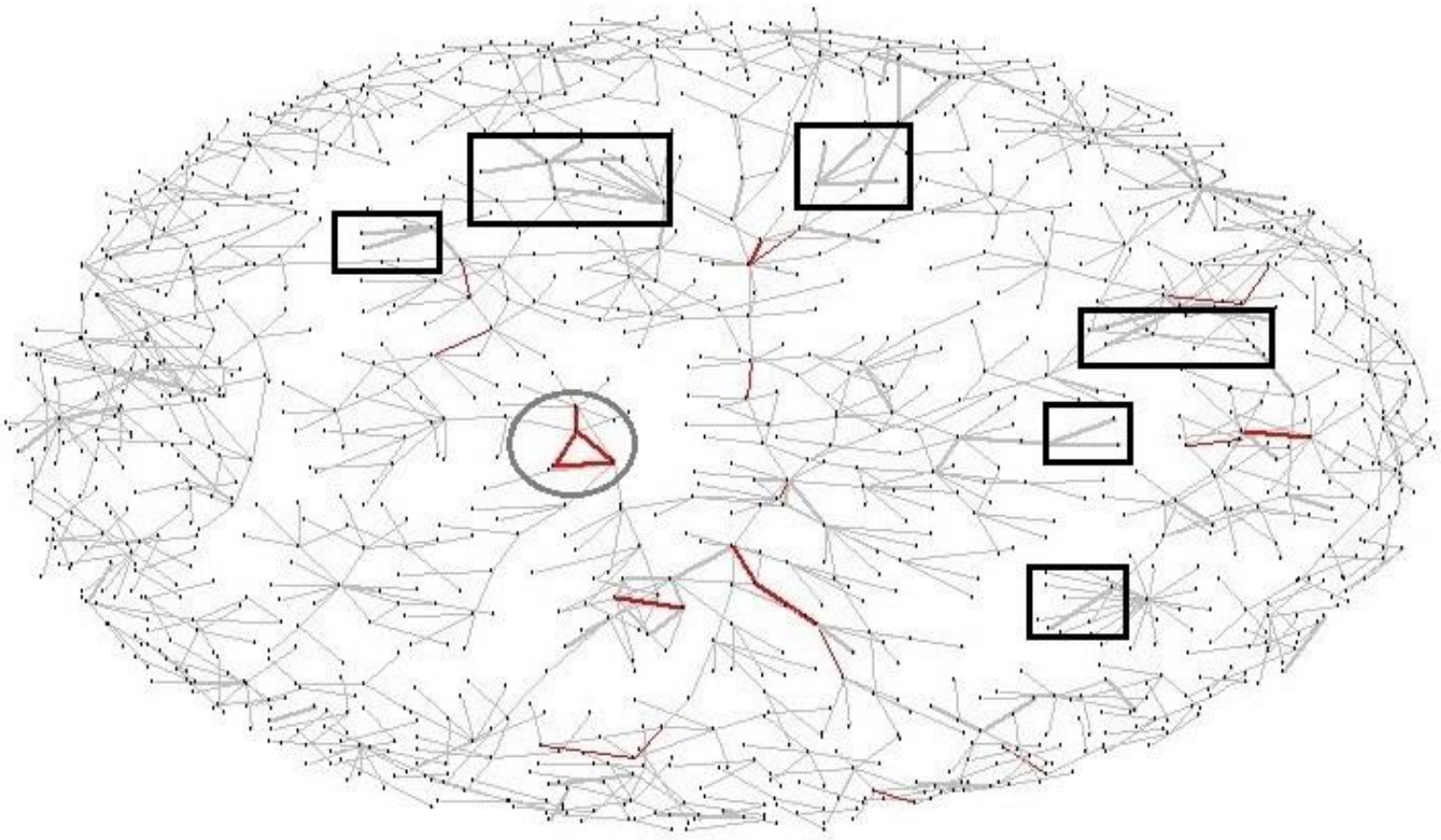


Figura 19. Reciprocidad (rojo) y confianza (grosor del vínculo) en la red de investigadores, 2010-2018. Elaboración con datos de Tyca (2019).

Conclusiones y reflexiones generales

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El enfoque de redes sociales permitió acceder a un sistema parcial de vinculación científica y verificar determinadas cualidades de la investigación hídrica en México. Los procesos de adyacencia analizados, y las categorías de centralidad (*degree* y *betweenness*), transitividad densidad y social, posibilitaron describir y medir la eficacia en la capacidad de transmisión y de innovación del conocimiento hídrico a nivel social. Lo anterior evidenció la centralización de cualidades sociales, alrededor de la investigación hídrica en el país; por lo tanto, grupos compactos y cerrados, con valores de solapamiento social muy bajos, lo que implica esferas de generación de conocimiento aisladas, con una capacidad limitada para compartir saberes, y una ausencia de grupos amplios con valores significativos de cohesión social.

Esta estructura social presenta procesos de gestión del poder y prominencia centralizados, por lo que los capitales sociales están atomizados y poco diversificados. En este sentido, la distribución de la información (social) está acotada, es desigual e interrumpida por innumerables hoyos estructurales y una baja transitividad. Esto indica grupos consolidados de trabajo, pero aislados: hay líderes que concentran la prominencia social en determinadas regiones sociales de la estructura científica analizada. Una consecuencia de esto es que insumos valiosos como la confianza y la reciprocidad *científicas* están limitados, y su distribución es local y coyuntural, por lo que se gestionan de forma vertical y personal. En este sentido, esta red de investigación es de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

carácter comunitaria, compleja y en expansión, construida a nivel subjetivo; pero en términos de su topología, es una red incompleta, ya que elementos esenciales de la resiliencia (solidaridad, colaboración, empatía, etc.) presentan una baja denominación. En relación con esto, si bien el historial de publicaciones —registrado por Tyca— se remonta a 80 años —lo que podría sugerir la posibilidad de encontrar evidencias de una red de investigación más densa—, la red analizada presenta aspectos de una estructura incipiente, falta de maduración y plena de disociaciones sociales. Esto puede ser efecto de la desatención de las políticas públicas para apoyar la investigación en temas hídricos (y de sostenibilidad). Esto constituye un grave riesgo ante los tiempos que está discurriendo actualmente. Por consecuencia, y ante un sistema masivo de desestructuración social (una pandemia, sequía y hambruna regional), el sistema de investigación podría quedar inhabilitado, dada su incapacidad para recuperarse y proponer soluciones a fondo en el rescate, protección y manutención del recurso hídrico.

En contraste con lo anterior, el traslape y fertilización cruzada entre áreas de investigación indica una oportunidad para construir un mayor entrelazamiento entre áreas e investigadores del tema hídrico, modificar la centralidad de los actores y áreas de investigación menos encumbrados, fomentar la conformación de grupos interinstitucionales; modificar, por lo tanto, el gradiente de innovación haciendo un llamado urgente a la formación de cuadros profesionales en la gestión de las aguas nacionales en los diversos campos del conocimiento en México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En este contexto, un campo de cruzamiento epistemológico y tecnológico que convendría ampliar, de forma urgente, en función de sus diversas intersecciones y capacidad de clusterización, es el relacionado con el tema de Aguas Residuales. Esto llevaría, por sí solo, a enfrentar un reto ingenieril inédito, pero de alcances únicos: aprovechar múltiples veces un mismo litro de agua, para después retornarlo a los afluentes con la misma calidad con que se extrajo. En esta dirección, al observar la composición de esta estructura social científica hídrica, la diversidad de los trabajos analizados y los sistemas de contradicciones sociales imbricados entre sí alrededor de la gestión del agua, la solución no es una sola, sino muchas, en diversas áreas, urgentes, y al mismo tiempo interrelacionadas, a nivel biótico, hábitat, calidad y distribución de agua, condición ecológica del recurso, etcétera; incluso, sin dejar de lado las cosmovisiones socioculturales locales alrededor del agua. En este contexto, tal vez sería necesario pensar en (re) construir y/o recuperar un determinado discurso sistémico y litúrgico en la concepción y usos del agua a fin de reescribir un decálogo moral sobre este preciado líquido. En términos de Geertz (1987), ello implicaría recuperar (e innovar) un sistema de símbolos y creencias que influyan o den paso a un poderoso estado anímico al interior del Estado y las sociedades, y se vinculen con un realismo único: la sobrevivencia de los pueblos, de la especie, por lo que se requiere de innovaciones y/o recuperaciones comunitarias concretas, a fin de recuperar, rescatar y conservar la sustentabilidad del acuífero glocal. En esta dirección, no es estrambótico pensar en la gestación de un discurso teológico sobre el agua, no solamente bajo

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 293-373. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

pretensiones morales o éticas, sino a la sombra del único valor concreto que poseemos: la vida.

Referencias

Acosta, J., Chandra, A., & Madrigano, J. (2017). *An agenda to advance integrative resilience research and practice*. Robert Wood Johnson Foundation. Recuperado de https://lasillarota.com/opinion/columnas/la-resiliencia-social-afrontando-el-futuro-en-comunidad/138907

Alpuche, C. E., &, Bernal, L. J. L. (2015). La institución y la organización: un análisis centrado en el actor. *Intersticios Sociales*, 10, 1-29. Recuperado de http://www.intersticiossociales.com/index.php/is/article/view/83

Armendáriz, J. (19 de julio, 2020). Guerra por el agua: Guardia Nacional dispara contra agricultores en presa Las Vírgenes (mensaje de blog). *Raíchali, noticias*. Recuperado de https://raichali.com/2020/07/19/guerra-por-el-agua-guardia-nacional-dispara-contra-agricultores-en-presa-las-virgenes/?fbclid=IwAR1t-LarIIn8mY2MG-joluvbP8VphgTL7NkSM0QdJn_twmsZEoF_KxDEFrY

Ávila, G. P. (2002). *Cambio global y recursos hídricos en México: hidropolítica y conflictos contemporáneos por el agua*. México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas.

Ballestero, M., Arroyo, V., & Mejía, A. (17 de abril, 2015). Inseguridad económica del agua en Latinoamérica: de la abundancia a la inseguridad. En: Jeong, D. S. *VII Foro Mundial del Agua, 2015*. Foro realizado en Daegu y Gyeongbuk, República de Corea. Recuperado de https://scioteca.caf.com/handle/123456789/787

BBC. (7 de febrero, 2018). *11 de las grandes urbes del mundo con más probabilidades de quedarse sin agua potable como Ciudad del Cabo*. Recuperado de https://www.bbc.com/mundo/noticias-42975307

Becerra, P. M., Sáinz, S. J., & Muñoz, P. C. (2006). Los conflictos por agua en México. Diagnóstico y análisis. *Gestión y Política Pública*, 15(1), 111-143. Recuperado de http://www.gestionypoliticapublica.cide.edu/num_anteriores/Vol.XV_No.I_1ersem/04Becerra.pdf

Beck, U., & Rey, J. (2002). *La sociedad del riesgo global*. Madrid, España: Siglo Veintiuno.

Bell, M. A. (2002). *The five principles of organizational resilience*. Gartner Inc. Recuperado de https://www.gartner.com/doc/351410/principles-organizational-resilience

Blaikie, P., Cannon, I., Davis, I., & Wisner, B. (1996). *Vulnerabilidad: el entorno social, político y económico de los desastres*. La RED, Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recuperado de https://www.desenredando.org/public/libros/1996/vesped/

Brandes, U., & Erlebach, T. (2005). *Network analysis. Methodological foundations*. Berlin, Germany: Springer.

Briseño, H., & Sánchez, A. (2018). Descentralización, consolidación y crisis de la gestión urbana del agua en México. *Tecnología y ciencias del agua*. 9(4), 25-47. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-04-02

Burt, R. (1992). *Structural holes: The social structure of competition.* Cambridge, USA: Harvard University Press.

Byanyima, W. (2014). Creating resilient, sustainable and equitable farming systems. In: Nicklin, S., & Cornwell, B. (eds). *Deep roots. regional perspectives* (pp. 33-36). Rome, Italy: FAO. Recuperado de http://digital.tudor-rose.co.uk/deep-roots/files/assets/basic-html/page35.html

Campos-Cabral, V., & Ávila-García, P. (2015). Conflictos sociales por el trasvase del río Temascaltepec, cuarta etapa del sistema Cutzamala. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 12 (2), pp. 147-164. Recuperado de https://doi.org/10.22231/asyd.v12i2.145

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2019). *División de Población en América Latina. Estimaciones y proyecciones*. CELADE y Naciones Unidas. Recuperado de https://www.cepal.org/es/temas/proyecciones-demograficas/estimaciones-proyecciones-excel

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chavelas, A. P. (2 de abril, 2019). La espiritualidad del agua en las comunidades indígenas de Oaxaca. *Periódico Desinformemos*. Recuperado de https://desinformemonos.org/la-espiritualidad-del-agua-en-las-comunidades-indigenas-de-oaxaca/

Conacyt, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. (2016). *Sistema de clasificación de revistas mexicanas de ciencia y tecnología*. *Subcapítulo VII. Ingenierías. Tecnología y ciencias del agua. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología*. Recuperado de http://www.revistascytconacyt.mx/index.php/revistas/resultado/205

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Estadísticas del agua en México*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf

CRED, Centre for Research on the Epidemiology of Disasters. (16 de abril, 2020). *EM-DAT: The Emergency Events Database-CRED*. Recuperado de www.emdat.be

Dabat, A., Leal, P., & Romo, S. (2012). Crisis mundial, agotamiento del neoliberalismo y de la hegemonía norteamericana: contexto internacional y consecuencias para México. *Revista Norteamérica*, 7(2), 75-109. Recuperado de https://doi.org/10.22201/cisan.24487228e.2012.2.168

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Devyatkin, D., Nechaeva, E., Suvorov, R., & Tikhomirov, I. (2018). Mapping the Research Landscape of Agricultural Sciences. *Foresight and STI Governance*, 12(1), 69-78. DOI: 10.17323/2500-2597.2018.1.69.78

EJAtlas, Global Atlas of Environmental Justice. (22 de agosto, 2020). *Conflictos ambientales por commodity y por Type*. Recuperado de https://ejatlas.org/

Escobar-Villagrán, B. S., & Palacios-Vélez, O. L. (2012). Análisis de la sobreexplotación del acuífero Texcoco, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(2), 67-84. Recuperado de http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/273

Falkenmark, M., Lundqvist, J., & Widstrand, C. (1989). Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. Aspects of vulnerability in semi-arid development. *Natural Resources Forum*, 13 (4), 258-267 Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1989.tb00348.x

FAO, Food and Agriculture Organization. (2021). *Estrés hídrico (%). Aquastat Metada. Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura.* Recuperado de http://www.fao.org/aquastat/statistics/query/results.html

FAO, Food and Agriculture Organization. (2016). *Water resources. Total renewable water resources per capita (m3/inhab/year). QUASTAT*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Main Database. Recuperado de http://www.fao.org/aquastat/en/databases/maindatabase/

FAO, Food and Agriculture Organization. (2012). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo.* Londres/Roma: Earthscan/FAO. Recuperado de http://www.fao.org/nr/solaw/solaw-home/en/

FAO, Food and Agriculture Organization. (6 de septiembre, 2011). *Costa Rica: número uno del mundo en uso de agroquímicos. Agronoticias: Actualidad agropecuaria de América Latina y el Caribe.* Recuperado de: http://www.fao.org/in-action/agronoticias/detail/es/c/508248/

FAO, Food and Agriculture Organization. (2000). *El riego en América Latina y el Caribe en cifras.* Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/08/El-riego-en-america-latina-y-el-caribe-en-cifras.pdf

FCCT, Foro Consultivo, Científico y Tecnológico A.C. (2018). *Principales indicadores cienciométricos de la producción científica mexicana*. Foro Consultivo Científico y Tecnológico A.C. Recuperado de http://www.foroconsultivo.org.mx/FCCyT/publicaciones

FCCT, Foro Consultivo, Científico y Tecnológico A.C. (2006). *Diagnóstico de la política científica, tecnológica y de fomento a la innovación en México (2000-2006)*. Recuperado de http://www.foroconsultivo.org.mx/libros_editados/diagnostico.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ferro, R. J. (Dic, 19, 2013). *La triple frontera, el acuífero Guaraní y los intereses de Estados Unidos en la región: evolución y ¿cambio de escenario?* Grupo de Estudios de Seguridad Internacional, Análisis GESI, 15/2013. Universidad de Granada, España. Recuperado de http://www.ugr.es/~gesi/analisis/15-2013.pdf

Fix, F. H., Flores, J. I., & Valadés, D. (coord.) (2016). *Los mexicanos y su Constitución. Tercera encuesta nacional de cultura constitucional*. Ciudad de México, México: Instituto de Investigaciones Jurídicas (IIJ-UNAM). Recuperado de http://www.losmexicanos.unam.mx/MexicanosConstitucion/pdf/Mexicanos_Constitucion.pdf

Fonseca-Sánchez, A., Madrigal-Solís, H., Núñez-Solís, C., Calderón-Sánchez, H., Moraga-López, G., & Gómez-Cruz, A. (2019). Evaluación de la amenaza de contaminación al agua subterránea y a áreas de protección a manantiales en las subcuencas Maravilla-Chiz y Quebrada Honda, Cartago, Costa Rica. *Uniciencia*, 33(2), 76-97. DOI: http://dx.doi.org/10.15359/ru.33-2.6

Frankenberger, T., Langworthy, M., Spangler, T., & Nelson, S. (7 de noviembre, 2012). *Enhancing Resilience to Food Security Shocks in Africa*, Tango International, Discussion paper. Recuperado de http://www.fsnnetwork.org/sites/default/files/discussion_paper_usaid_dfid_wb_nov._8_2012.pdf

Garza, M. (2004). Marco conceptual para el estudio de los desastres. En: Piñeiro, J. L. (coord.). *La seguridad nacional de México, debate*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

actual (pp. 107-120). México, DF, México: Universidad Autónoma de México-Azcapotzalco.

Geertz, C. (1987). *La interpretación de las culturas*. México, DF, México: Gedisa Editorial.

Gil, M. J., & Ruiz, L. A. A. (2009). Análisis de las publicaciones de investigadores del Subsistema de la Investigación Científica de la Universidad Nacional Autónoma de México 1981-2003. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 17(2), 1-37. DOI: https://doi.org/10.5565/rev/redes.373

Girvan, M., & Newman, M. E. J. (2002). Community structure in social and biological networks. *PNAS*, 99(12) 7821-7826, DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.122653799

Gómez, F. A. C. (2014). Estado y política hidráulica en México, el conflicto de los indígenas mazahuas. *Agua y Territorio*, 4, 84-95. Recuperado de https://doi.org/10.17561/at.v1i4.2165

González, V. G. D. (9 de abril, 2016). Así se ve el río Lerma tras décadas de contaminación. *Newsletter de VICE en español*. Recuperado de https://www.vice.com/es_latam/article/kwvpmx/fotos-asi-se-ve-el-rio-lerma-tras-decadas-de-contaminacion

Granovetter, M. (1983). The strength of weak ties: A network theory revisited. *Sociological Theory*, 1, 201-233. DOI: https://doi.org/10.2307/202051

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hamel, G., & Välikangas, L. (2003). The quest for resilience. *Harvard Business Review*, 81(9), 52. Recuperado de https://hbr.org/2003/09/the-quest-for-resilience

Hanneman, R. A., & Riddle M. (2005*). Introduction to social network methods*. Riverside, USA: University of California, Riverside. Recuperado de: http://faculty.ucr.edu/~hanneman/

Harvey, D. (2007). *Breve historia del neoliberalismo.* Madrid, España: Arka.

IIJ-UNAM, Instituto de Investigaciones Jurídicas-Universidad Nacional Autónoma de México. (2011). *Segunda Encuesta Nacional de Cultura Constitucional. Legalidad, legitimidad de las instituciones y rediseño del Estado*. Recuperado de http://historico.juridicas.unam.mx/invest/areas/opinion/EncuestaConstitucion/resultados.htm

Johnson, D. D. P., & Duffy, T. M. (2014). Grounds for war. The evolution of territorial conflict. *International Security*, 38(3), 7-38, DOI: 10.1162/ISEC_a_00149

Kauffer, M. E. F. (2017). Entre rigidez política (hacia el conflicto) y fluidez hídrica (hacia la paz): las fronteras de agua de México con Guatemala y Belice. *Revista de Paz y Conflictos*, 10(1), 61-86. DOI: https://doi.org/10.30827/revpaz.v10i1.5349

Lahera, V. (2010). Infraestructura sustentable: las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 12(2), 58-69. Recuperado de https://quivera.uaemex.mx/article/view/10189

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Leff, E. (2004). *Racionalidad ambiental. La reapropiación social de la naturaleza*, México, DF, México: Siglo XXI.

Legorreta, J. (2013). Los ríos de la ciudad de México pasado, presente y futuro. *Revista Ciencias*, 107-108. Recuperado de https://www.revistacienciasunam.com/images/stories/Articles/107/pdf/107A02.pdf

López, F. M. (2010). Comparación en las estructuras de colaboración y pautas de citación entre áreas científicas a través del ARS. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 19(1), 40-63. DOI: https://doi.org/10.5565/rev/redes.399

Machín, J. (2012). *Redes sociales e incidencia en política pública. Estudio comparativo México-Colombia*. Recuperado de http://revista-redes.rediris.es/webredes/novedades/Redes_sociales_IPP.pdf

Madrigal-Solís, H., Fonseca-Sánchez, A., Núñez-Solís, C., & Gómez-Cruz, A. (2014). Amenaza de contaminación del agua subterránea en el sector norte del acuífero Barva, Heredia, Costa Rica. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 103-118. Recuperado de http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1223

March, H. (2013). Neoliberalismo y medio ambiente: una aproximación desde la geografía crítica. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 59(1), 137-153. Recuperado de https://doi.org/10.5565/rev/dag.17

Martínez, M. S. (1 de julio, 2017). Las aguas turbias de Chiapas. *Revista Nexos*. Recuperado de https://www.nexos.com.mx/?p=32780

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mazabel-Domínguez, D. G., Mendoza-Fragoso, A., & Macías-Gloria, F. (2013). Globalización, neoliberalismo e imperativos de la racionalidad económica en el uso de los recursos hídricos en México. *Ra Ximhai*, 9(Esp.1), 201-209. Recuperado de http://www.revistas.unam.mx/index.php/rxm/issue/view/4220/showToc

McManus, P., Walmsley, J., Argent, N., Baum, S., Bourke, L.,…, & Sorensen, T. (2012). Rural community and rural resilience: What is important to farmers in keeping their country towns alive? *Journal of Rural Studies*, 28(1), 20-29. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.09.003

Mejía, I. M., Bustamante, G. Á., Vargas, L. S., Olvera, H. J. I., & Méndez, E. J. A. (2017). Evaluación de la condición ecológica del río Zahuapan. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 7-19. DOI: http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.01

Meli, R. (2001). Conceptos básicos de prevención de desastres. En: Zepeda, O., & González, S. (coord). *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México. Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana* (pp. 2-30). México, DF, México: Secretaría de Gobernación, Centro Nacional de Prevención de Desastres. Recuperado de http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/36-DIAGNSTICODEPELIGROSEIDENTIFICACINDERIESGOSDEDESASTRESENMXICO.PDF

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Méndez, G. E. M. C., & Fuente, C. M. E. (2020). De los sentidos vernáculos del agua a su defensa. La experiencia de los sembradores de agua zapotecos del valle de Oaxaca, México. *Revista Cultura y Representaciones Sociales*, 14(28). Recuperado de http://www.culturayrs.unam.mx/index.php/CRS/article/view/687

Mendieta, J. G., & Ruiz, L. A. A. (2009). Análisis de las publicaciones de investigadores del Subsistema de la Investigación Científica de la Universidad Nacional Autónoma de México 1981-2003. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 17(2), 1-37. DOI: https://doi.org/10.5565/rev/redes.373

Milard, B. (2010). Las citaciones científicas: redes de referencias en universos de referencias. El ejemplo de los artículos de química. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 19(2), 64-93. DOI: https://doi.org/10.5565/rev/redes.400

Molina, J. L., Muñoz, J. M., & Domenech, M. (2002). Redes de publicaciones científicas: un análisis de la estructura de coautorías. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 1(1), 1-15. Recuperado de https://doi.org/10.5565/rev/redes.29

Murillo, L. D., & Soares, M. D. (2013). El péndulo de la gobernabilidad y la gobernanza del agua en México. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(3), 149-163. Recuperado de http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/371

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Newman, M. E. J. (2002). Assortative mixing in networks. *Physical Review Letters*, 89(208701), DOI: 10.1103/PhysRevLett.89.208701

Nuñez, E. J. F. (2020). Estructura social y resiliencia en instituciones mexicanas de investigación agropecuaria. *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales*, 65(240), 25-63. DOI: http://dx.doi.org/10.22201/fcpys.2448492xe.2020.240

OCDE, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2012a). O*ECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction*. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en

OCDE, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2012b). *OECD environmental outlook to 2050: The consequences of inaction. Key facts and figures*. Recuperado de https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/oecdenvironmentaloutlookto2050theconsequencesofinaction-keyfactsandfigures.htm

OCDE, CAF, & CEPAL, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos, Banco de Desarrollo de América Latina, & Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2018). *Perspectivas económicas de América Latina 2018: Repensando las instituciones para el desarrollo*, OCDE/CAF/CEPAL. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/leo-2018-es

Ornelas, D. J. (2000). La ciudad bajo el neoliberalismo. *Papeles de Población*, 6(23), 45-69, Recuperado de http://www.scielo.org.mx/pdf/pp/v6n23/v6n23a4.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

OSU, Oregon State University. (2020). *International freshwater treaties database*. College of Earth, Ocean, and Atmospheric Sciences. Program in Water Conflict Management and Transformation. Oregon State University. Recuperado de https://transboundarywaters.science.oregonstate.edu/content/international-freshwater-treaties-database

Pacheco, V. R. (2014). Conflictos intratables por el agua en México: el caso de la disputa por la presa El Zapotillo entre Guanajuato y Jalisco. *Argumentos*, 74, 221-262. Recuperado de https://argumentos.xoc.uam.mx/index.php/argumentos/issue/view/13

Padilla, E. (2012). La construcción social de la escasez del agua. Una perspectiva teórica anclada en la construcción territorial. *Región y Sociedad*, 3(núm. esp.), 91-116. DOI: https://doi.org/10.22198/rys.2012.3.a409

Paniagua, J. (2012). *Curso de análisis de redes sociales. metodología y estudios de caso.* Granada, España: Universidad de Granada.

Pérez-Castresana, G. (1 de julio, 2017). Un río que enferma. *Revista Nexos*. Recuperado de https://www.nexos.com.mx/?p=32760

Russell, J. M., Madera, J. M. J., & Ainsworth, S. (2009). Análisis de redes en el estudio de colaboración científica. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 17(2), 38-47. Recuperado de https://doi.org/10.5565/rev/redes.374

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2020). *Índice de Desarrollo Humano 2019: Informe 2020*. Recuperado de http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2019_overview_-_spanish.pdf.

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2014) *Informe sobre Desarrollo Humano 2014. Sostener el progreso humano: reducir vulnerabilidades y construir resiliencia* (resumen). Recuperado de http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr14-summary-es.pdf

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2006). *Informe sobre desarrollo humano. Más allá de la escasez: Poder, pobreza y la crisis mundial del agua*. Recuperado http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2006_es_completo.pdf

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2004). *Informe sobre Desarrollo Humano*, *2004. La libertad cultural en el mundo diverso de hoy*. México, DF, México: Mundi-Prensa.

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2003). *Informe sobre Desarrollo Humano El Salvador 2003. Desafíos y opciones en tiempos de globalizació*n. Recuperado de http://hdr.undp.org/sites/default/files/el_salvador_2003_sp.pdf

Portillo, A. (2008). La geopolítica del agua en el Medio Oriente. *Revista Geográfica Venezolana*, 49(1), 115-122. Recuperado de http://www.saber.ula.ve/handle/123456789/26337

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Quiñonez, J. C. (2017). Situación de los recursos hídricos El Salvador. En: Tábora, F. (coord.). *La situación de los recursos hídricos en Centroamérica. Hacia una gestión integrad*a (pp. 45-56). Globar Water Partnership (GWP) Central América. Recuperado de http://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cam_files/situacion-de-los-recursos-hidricos_fin.pdf

Ramos-Vidal, I. (2015). Análisis de redes sociales: una herramienta efectiva para evaluar coaliciones comunitarias. *Revista de Salud Pública*, 17(3), 323-336. DOI: http://dx.doi.org/10.15446/rsap.v17n3.43051

Rivera, P., Chávez, R., & Rivera, S. F. (2018). Avances y limitantes en el tratamiento del agua residual del estado de Zacatecas. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(1), 113-123. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-08

Robertson, R. (2003). Glocalización: tiempo-espacio y homogeneidad-heterogeneidad. En: Monedero, F. G. J. C. (ed.). *Cansancio del Leviatán: problemas políticos de la mundialización* (pp. 261-284). Madrid, España: Trotta.

Romero, J. H., Palacios, O. L., & Escobar, B. S. (2017). Estimación de la sobreexplotación producida en el acuífero Valle de Celaya. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(4), 127-138. DOI: 10.24850/j-tyca-2017-04-08

Ruiz, L. A. A., & Russell, B. J. M. (2016). La estructura del sistema científico de México a finales del siglo XX: una visión a nivel de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

instituciones. *Redes, Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 27(2), 11-32. Recuperado de http://dx.doi.org/10.5565/rev/redes.626

Sampedro, J. A. (febrero, 2009). *Ingenio estratégico. Resiliencia e impulso creativo en tiempos de crisis*. Recuperado de https://glcconsulting.com.ve/wp-content/uploads/2015/10/Articulo_Ingenio-Estrategico_Jesus-Sampedro.pdf

Sanfeliú, M. (2001). *Determinación de la calidad del agua de consumo humano de las familias rurales: estudio socioeconómico*. Recuperado de http://fusades.org/publicaciones/serie_de_investigacion_2-2001__determinacion_de_la_calidad_del_agua_de_consumo_humano_de_las_familias_rurales__estudio_socioeconomico.pdf

Sanz, G. C. (2006). Una fallida privatización del agua en Bolivia: el estado, la corrupción y el efecto neoliberal. *Revista Colombiana de Antropología*, 42, 317-346. Recuperado de https://www.icanh.gov.co/recursos_user/imagenes//ICANH%20PORTAL/PUBLICACIONES/RCA%20VOL.42/v42a11.pdf

Sanz, M. L. (2003). Análisis de redes sociales: o como representar las estructuras sociales subyacentes. *Apuntes de Ciencia y Tecnología*, 7, 21-29. Recuperado de http://ipp.csic.es/sites/default/files/content/workpaper/2003/dt-0307.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

SJR Scimago Journal & Country Rank (SJR) (2007-2020). *Journal rankings. Tecnología y Ciencias de Agua*. Scimago Lab. Recuperado de https://www.scimagojr.com/journalrank.php?country=MX&category=2312

Soares, D., & Sandoval-Ayala, N. C. (2016). Percepciones sobre vulnerabilidad frente al cambio climático en una comunidad rural de Yucatán. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(4), 113-128. Recuperado http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1262

Suárez, E. M. (2008). El papel de las instituciones en el cambio económico de México. Problemas del desarrollo. *Revista Latinoamericana de Economía*, 39(154), 37-59, DOI: http://dx.doi.org/10.22201/iiec.20078951e.2008.154.7726

Temper, L., Bene, D., & Martínez, J. (2015). Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: the EJAtlas. *Journal of Political Ecology*, 22, 255-278. DOI: https://doi.org/10.2458/v22i1.21108

The, S., & Blomqvist, A. (2017). *The Atoyac River: A study about its problems and possible future solutions from a sustainable perspective* (tesis de licenciatura). KTH Royal Institute of Technology, School of Architecture and the Built Environment. Recuperado de http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-219427

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Troyano, R., Martínez, G. R., González, L., & Velasco, M. F. (2005). Análisis de redes sociales mediante diagramas estratégicos y diagramas estructurales. *Redes: Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*, 8(1). Recuperado de https://doi.org/10.5565/rev/redes.65

Turán, P. (1941). On an extremal problem in graph theory. *Matematikai és Fizikai Lapok*, 48, 436-452.

Tyca, Tecnología y ciencias del agua. (2020). *¿Quiénes somos*? *Tecnología y ciencias del agua*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/quienes-somos2

Tyca, Tecnología y ciencias del agua. (2019). *Archivos de Tecnología y ciencias del agua*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/issue/archive

UN & DESA, United Nations & Department of Economic and Social Affairs. (2011). *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision*. Recuperado de http://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/urbanization/WUP2011_Report.pdf

UN & DESA, United Nations & Department of Economic and Social Affairs. (2019). *World population prospects: The 2019 revision*. Recuperado de https://population.un.org/wpp/Download/Standard/Population/

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2019). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019. No dejar a nadie atrás (cifras y datos).* Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367276_spa

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2016) *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. Agua y empleo*. Recuperado de http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2016-water-and-jobs/

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2006). *El agua, una responsabilidad compartida. Segundo informe de las Naciones Unidades sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el mundo*. Recuperado de http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001444/144409S.pdf

UNESCO & PHI, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, & Programa Hidrológico Intergubernamental. (2006). *Balance hídrico dinámico e integrado de El Salvador. Componente de evaluación de recursos hídricos*. Recuperado de http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002281/228142s.pdf

UNICEF, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. (2019). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: Special focus on inequalities*. Recuperado de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://data.unicef.org/resources/progress-drinking-water-sanitation-hygiene-2019/

UNICEF & OMS, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia & Organización Mundial de la Salud. (2015). *Progreso sobre el agua potable y saneamiento: 2015 actualización y evaluación de los ODM*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2015-update/es/

Valverde, R. (2013). Disponibilidad, distribución, calidad y perspectivas del agua en Costa Rica. *Revista Ambientales*, 45, 5-12. DOI: https://doi.org/10.15359/rca.45-1.1

Vélez, C. G. (23 de agosto, 2007). Análisis de redes sociales y teoría interorganizacional aplicados al desarrollo local regional. En: Lamarche, A., & Teves, L. (coords.). *Memorias de la 1a Reunión Latinoamericana de Análisis de Redes Sociales.* Simposio realizado en Universidad Nacional de la Plata. Argentina. Recuperado de http://encuentroredes.files.wordpress.com/2007/09/velez.pdf

Walter, B. F. (2003). Explaining the intractability of territorial conflict. *International Studies Review*, 5(4), 137-153. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1079-1760.2003.00504012.x

Wasserman, S. & Faust, K. (2013). *Análisis de redes sociales. Métodos y aplicaciones*, Madrid, España: Cambridge, Cambridge International School.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Wezel, A., & Soldat, V. (2009). A quantitative and qualitative historical analysis of the scientific discipline of agroecology. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 7(1), 3-18. DOI: 10.3763/ijas.2009.0400

Wolf, Y. S. B., & Giordano, M. (2003). International waters: Identifying basins at risk. *Water Policy*, 5, 29-60. Recuperado de https://doi.org/10.2166/wp.2003.0002

World Bank. (2016). *High and Dry, Climate Change, Water, and the Economy*. Washington, DC, USA: World Bank. Recuperado de http://hdl.handle.net/10986/23665

2030 WRG, 2030 Waters Resources Group. (2009). *Charting our water future: Economic frameworks to inform decision-making*. Recuperado de https://www.2030wrg.org/wp-content/uploads/2012/06/Charting_Our_Water_Future_Final.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

Articles

Satellite-assisted irrigation using the FAO-56 dual method: Scope and limitations

Asistencia satelital en riego usando el método dual de FAO-56: alcances y limitaciones

Fernando Paz-Pellat[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6697-2238

Martín Alejandro Bolaños-González[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8110-1051

[1]GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, State of Mexico, ferpazpel@gmail.com

[2]Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, State of Mexico, Mexico, bolanos@colpos.mx

Corresponding author: Martín Alejandro Bolaños-González, bolanos@colpos.mx

Abstract

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The estimation of water requirements of crops using the FAO-56 dual method needs a robust and reliable parameterization of the crop coefficient (K_c). The use of remote sensing through vegetation indices (VI) to define a relationship with K_c is a task that requires an understanding of the scope and limitations of each. This paper sets the perspective about estimates based on VI relative to those based on K_c, noting that the latter is rather limited for not considering soil water content. Using the KIMO SAVI index and its application to two experiments (maize and wheat) with evapotranspiration measurements using lysimeters, the relationship of this index with K_c is analyzed aiming to establish a methodology for a solid parametrization of the relationships between these two approaches, using the beginning and end of the crop development stages with an expo-linear growth model. The relationships obtained in this parameterization yielded a good fit (R^2 >0.96).

Keywords: KIMO SAVI, equivalent radiative media, corn and wheat, crop coefficient.

Resumen

La estimación de los requerimientos de agua de los cultivos usando el método dual de FAO-56 necesita de la parametrización del coeficiente del cultivo (K_c) en forma robusta y confiable. El uso de sensores remotos, a través de índices de vegetación (IV), para definir una relación con K_c es una tarea que debe ser entendida en función de sus alcances y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

limitaciones. En este trabajo se pone en perspectiva qué es lo que estiman los IV en relación con los K_c definiendo que su uso está limitado a no considerar el efecto de la humedad del suelo en estos últimos. Usando el índice IV_CIMAS y su aplicación a dos experimentos (maíz y trigo) con mediciones de evapotranspiración en lisímetro se analizan las relaciones de índice con K_c, a fin de establecer una metodología para parametrizar sus relaciones en forma sólida, usando los inicios y finales de las etapas de desarrollo de los cultivos por medio de un modelo expo-lineal del crecimiento. Las relaciones obtenidas en la parametrización resultaron en buenos ajustes ($R^2 > 0.96$).

Palabras clave: KIMO SAVI, medio radiativo equivalente, maíz y trigo, coeficiente de cultivo.

Received: 05/08/2020

Accepted: 04/05/2021

Introduction

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Satellite-assisted irrigation involving the use of friendly products is one of the current challenges that is raising attention to the applications of remote sensing technology (Calera, Jochum, Cuesta, Montoro, & Fuster, 2005). The issues associated with satellite estimates of crop evapotranspiration (ET_c) to define the water requirements of crops need pragmatic approaches supported by sound science and experimental evidence.

Remote sensing technology allows the monitoring of vegetation growth and development through theoretical or empirical relationships between crop biophysical variables and vegetation spectral indices (VI), which are broadly available (Verstraete & Pinty, 1996; Paz *et al*., 2015). The vast majority of VI are based on the high contrast between red (R) and near-infrared (NIR) bands for vegetation (Tucker, 1979). Vegetation indices are influenced by multiple factors, including atmospheric effects, sun-sensor geometry, and the soil-vegetation mixture. In particular, the effect of soil (vegetation background) is relevant for estimating biophysical variables as well as the crop coefficient. Different VI that minimizes the effect of soil has been used, such as *GESAVI* (Gilabert, González-Piqueras, García-Haro, & Meliá, 2002) and $NDVI_{cp}$ (Paz *et al*., 2007), whose validity interval is limited to a first exponential phase of the spectral patterns associated with vegetation growth (*LAI* isolines). Romero *et al*. (2009) have developed a generalized $NDVI_{cp}$ for the exponential and linear phases (up to the peak *LAI*) using the KIMO SAVI index.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The evapotranspiration of a given crop (ET_c) is calculated by multiplying reference evapotranspiration (grass or alfalfa) by a crop coefficient ($K_c = ET_c / ET_o$). The reference evapotranspiration has been standardized to a virtual crop with predefined biophysical and aerodynamic characteristics (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998).

Based on the assumption that temporary variations of VIs reflect the temporal patterns of crop coefficients (Jackson, Pinter, Reginato, & Idso,1980), the use of VI has been proposed to estimate K_c (Heilman, Heilman, & Moore, 1982). Hence, linear relationships have been proposed between K_c and several VI (Bausch & Neale, 1987; Bausch & Neale, 1989; Bausch, 1993; Bausch 1995), for use in irrigation planning.

Within a general context and from a water efficiency perspective, characterizing the exchange of matter and energy between the atmosphere and vegetation requires estimates of the leaf area index (*LAI*), height (*h*), and fractional vegetation cover (*fv*). This is true for both the use of transfer models from two or more sources (Shuttleworth & Wallace, 1985; Choudhury & Monteith, 1988), and operational energy-balance approaches such as SEBAL (Surface Energy Balance Algorithm for Land (Bastiaanssen, Menenti, Feddes, & Holtslag, 1998) and METRIC (Mapping evapotranspiration at high resolution and with internalized calibration (Allen, Tasumi, & Trezza, 2005), including the simplified methods proposed by FAO (Allen *et al*., 1998).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

This paper analyzes the scope and limitations of the methodology involving the use of VIs to estimate crop coefficients and introduces an operational approach for the use of optimized VI in K_c estimates.

Theory

Spectral Vegetation Indices, Biophysical Variables, and K_c

The analysis of patterns associated with spectral vegetation indices (VI) warrants a reference theoretical framework that allows checking for consistency relative to the vegetation radiative transfer theory. This analysis format avoids using empirical considerations to define the best VI.

Figure 1a shows the temporal crop-growth pattern within the R-NIR spectral space, represented by leaf area index (*LAI*) isolines sharing the same amount of vegetation, for optically different soils; this was generated using six soil types (S2, S5, S7, S9, S11, and S12; dark-to-

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

light color gradient). Paz, Palacios, Mejía, Martínez and Palacios (2005) detail the radiative simulations shown in Figure 1a. Figure 1b depicts the outcome of an experiment with maize using sliding soil trays under the crop to simulate different optical properties of soil (Bausch, 1993).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

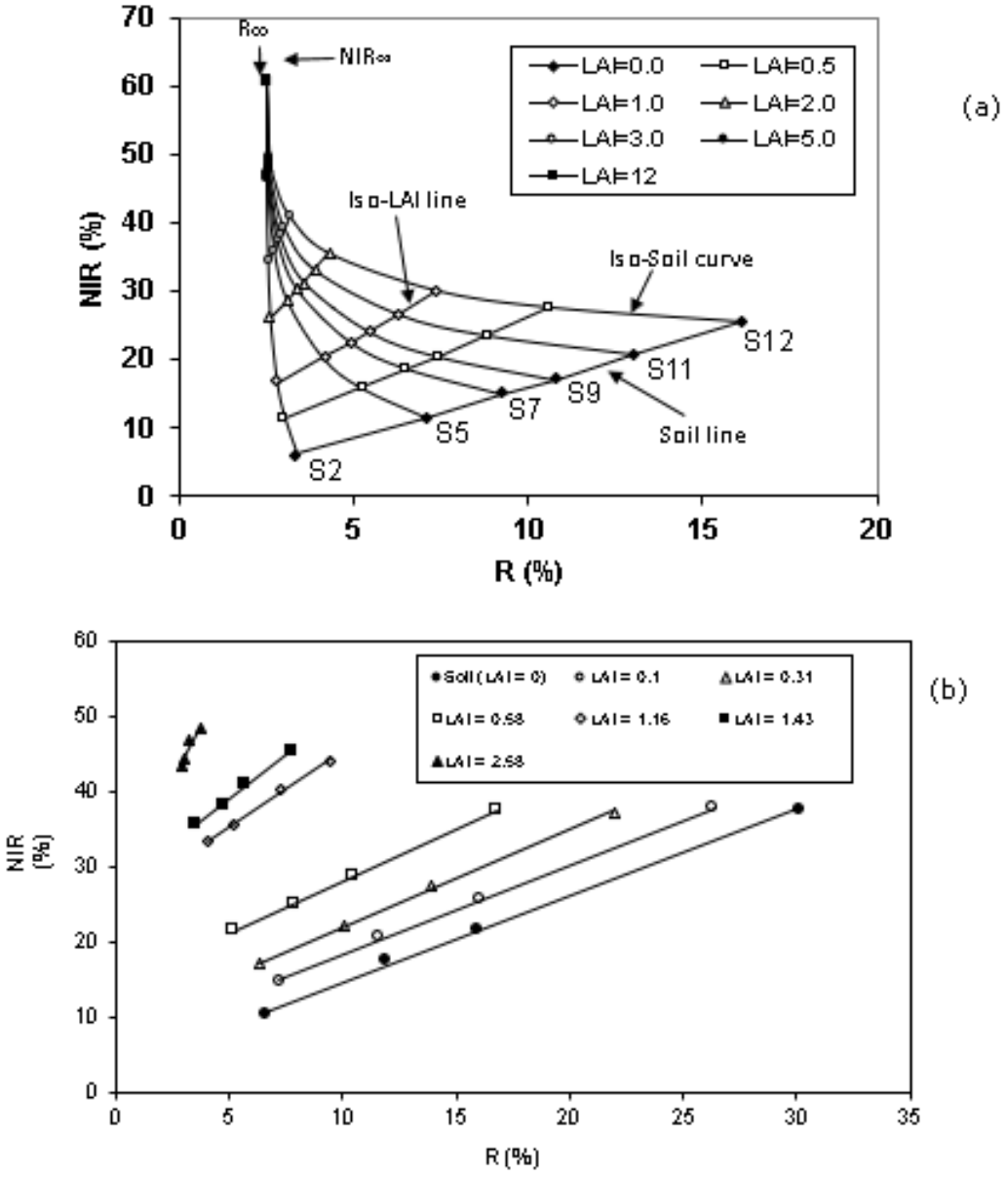


Figure 1. Spectral patterns in the R-NIR space. (a) radiative simulations, and (b) maize experiment.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

In Figure 1, straight lines (first-order radiative interactions) were fitted to *LAI* isoline values of vegetation reflectance with variable soil reflectances (soil line in Figure 1). Figure 1 defines several important patterns to understand the behavior of both reflectance and VI during crop development: a) if points of identical leaf area index (*LAI* isolines) corresponding to each same-soil curve (soil isolines) are joined, a quasi-linear pattern emerges. Thus, the growth stage of a crop (*LAI*) produces a straight line regardless of the background soil type in the crop; b) the slope (b_0) and intercept (a_0) of *LAI* isolines vary with *LAI*. The slope of *LAI* isolines originates from a slope equal to that of the soil line (*LAI* = 0) and increases in a counter-clockwise direction to reach an angle of 90°. This latter condition corresponds to the saturation of reflectance in the R-band, represented in Figure 1 as reflectance values above the peak of the "tasseled cap" (*LAI* > 5); c) all soil isolines converge at the saturation point of visible bands. Convergence approaches a straight line (apex in Figure 1); the R-band reaches a saturation point, but the *NIR* continues growing to its saturation point. The saturation points also called infinite reflectance ($R\infty$ or $NIR\infty$) or dense medium, is a function of the optical properties of leaves and their angular distribution (Ross, 1981).

Figure 2a, the case of radiative simulations, shows the relationship between a_0 and b_0 of *LAI* isolines for the crop-growth cycle ranging from bare soil to 100 % vegetation coverage. The early-stage shows an exponential pattern up to the R-band apparent saturation point; the

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

pattern becomes linear thereafter. The starting point of the a_0-b_0 curve represents bare soil ($a_0 = a_S$; $b_0 = b_s$). The point where a_0 reaches its peak value (shift from exponential to linear) represents the end of the exponential growth phase of vegetation and the beginning of the linear vegetative growth phase (Paz, Casiano, Zarco, & Bolaños, 2013). The endpoint of the linear pattern of the a_0-b_0 curve represents the point where the NIR band may or may not become saturated, which occurs when *LAI* reaches its peak value.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

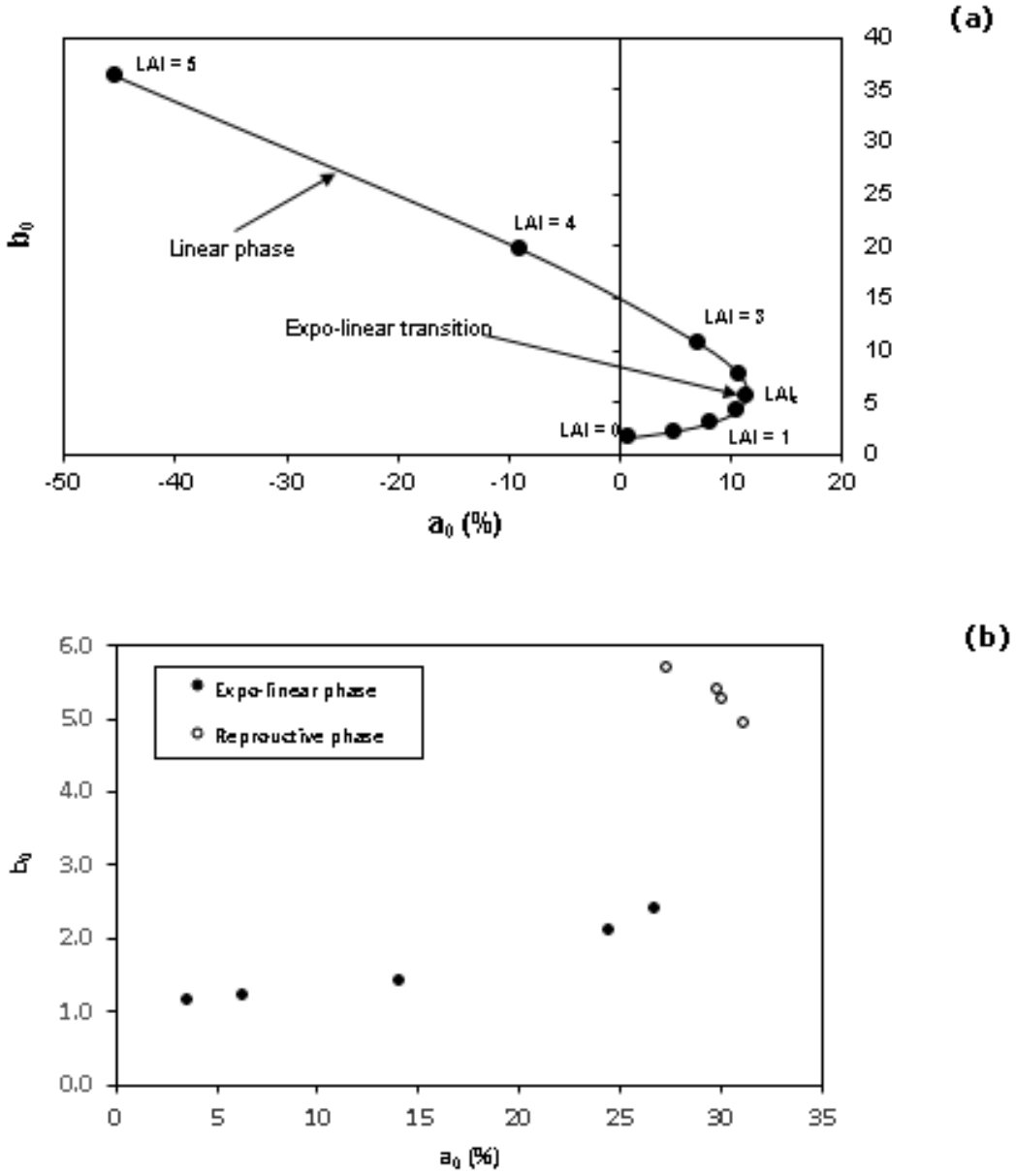


Figure 2. Patterns for parameters a_0 and b_0 of *LAI* isolines: a) radiative simulations, and b) maize experiment.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

In Figure 2b, experimental maize data, the pattern between a_0 and b_0 is similar to that of radiative simulations, but with major differences according to the growth stages of the crop.

In the case of radiative simulations, the turbid medium approximation (Ross, 1981) assumes a homogeneous and complete soil coverage by vegetation; also, is adopted the hypothesis that the optical and geometric properties of leaves remain unchanged during crop growth (increase in *LAI*). Under these considerations, the temporal *LAI* pattern can be modeled with an expo-linear function that smoothes the exponential-to-linear shift (Goudriaan & Monteith, 1990) (Figure 3a). Figure 2a shows that the expo-linear phase has a similar pattern in the a_0-b_0 space. The expo-linear model for the variable V as a function of time t is defined according to:

$$V(t) = \frac{C}{r} ln\{1 + exp[r(t - t_b)]\} \quad (1)$$

With the following characteristics:

$$V(t = t_T) = \frac{C}{r}\ ; t_T = t_b + \frac{0.541}{r} \quad (2)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

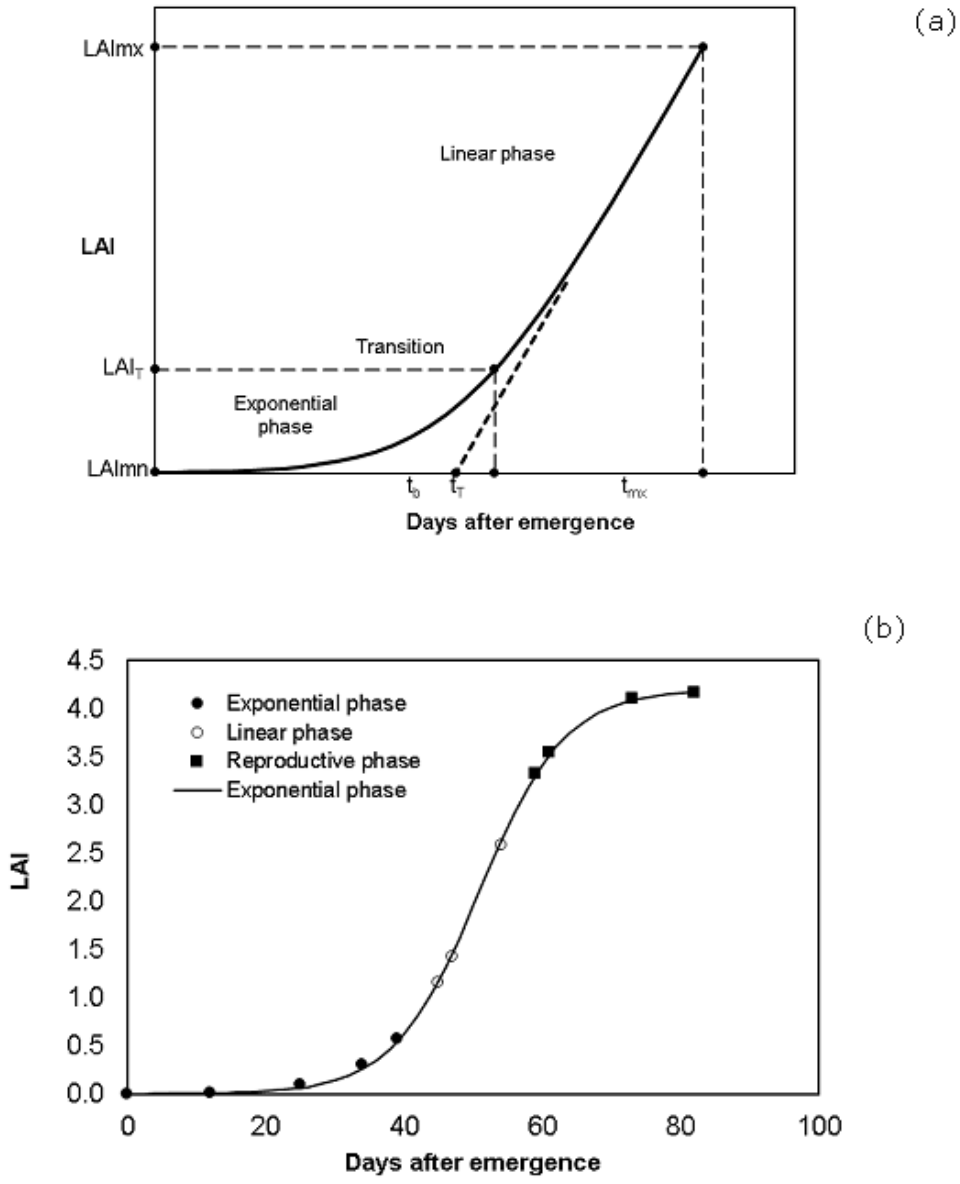


Figure 3. Temporal *LAI* patterns: a) schematic model, and b) maize experiment.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

In the expo-linear model, Figure 3a, the transition point (shift) between the exponential and linear (*LAI*) phase occurs at time t_T. The linear phase projected to intersect the time axis, Figure 3a, is defined by the "lost time", t_b. This is the time lost (lagged) during the exponential phase until the maximum growth rate is achieved, which is maintained during the linear phase; t_{mx} is associated with the peak *LAI* in the linear phase, LAI_{mx} (which is not the peak *LAI* for the whole vegetative phase).

The expo-linear model is based on biophysical characteristics for *LAI* (an approximation to a homogeneous medium in physical terms, and to a turbid medium in radiative terms) (Ferrandino, 1989). This model has been successfully applied to the analysis of the temporal variation of vegetation indices (Odi, Paz, & Bolaños, 2010; Reyes *et al*., 2011).

For the experimental maize data, the linear pattern of a_0-b_0 in Figure 2b represents the reproductive phase, showing changes in the optical (mixture of leaves and reproductive organs) or geometric properties of leaves (angular distribution of leaves and reproductive organs). Figure 3b depicts the temporal pattern of the *LAI*, where a reproductive phase occurs after the expo-linear phase and before reaching the peak *LAI* (LAI_{mx}).

Considering the phases of crops in the vegetative growth phase, the differences between the patterns in Figure 2 are essential to understanding the errors associated with radiative models and designing generalized vegetation indices.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The core issue regarding the R-NIR space is that it induces a shift of slope in the a_0-b_0 curve, interpreted by many VI as a "saturation" of bands. In reality, there is no such saturation; this shift merely results from the fact that the linear patterns of some indices increasingly deviate from the near-linear values of the segment associated with a_0-b_0 when *LAI* is higher than 2-3. This saturation is a consequence of the format of ratios used for most VI with linear patterns in the a_0-b_0 parametric space.

Vegetation Spectral Indices

One of the most extensively used vegetation spectral indices is the normalized difference vegetation index (*NDVI*), defined as (Rouse, Haas, Schell, Deering, & Harlan, 1974):

$$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R} \quad (3)$$

implying a relationship in the a_0-b_0 space of $a_0 = 0$ and $b_0 = f(NDVI)$ (Paz *et al*., 2015); that is, it assumes that all *LAI* isolines originate in (0, 0) in the R-NIR space, so that the a_0-b_0 space in Figure 2 represents a vertical

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

straight line on the b_0 axis (Paz *et al*., 2015). From Figure 1 and Figure 2, it is clear that this hypothesis is incorrect for radiative simulations as well as for experimental data.

To avoid the *NDVI* hypotheses, Paz *et al*. (2007) designed an VI that takes into account the changes in the slope b_0 according to a_0:

$$NDVIcp = \frac{b_0 - 1}{b_0 + 1} \; ; \; \frac{1}{b_0} = c + d a_0 \qquad (4)$$

where *c* and *d* are two empirical constants associated with the pattern in Figure 2b.

Figure 4 shows the results of applying *NDVI* and $NDVI_{cp}$ to the maize experiment (four background soils with different optical properties) in Figure 1b. Besides the variations in *NDVI* values for different soils, this becomes saturated at an *LAI* of around 2, unlike $NDVI_{cp}$.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

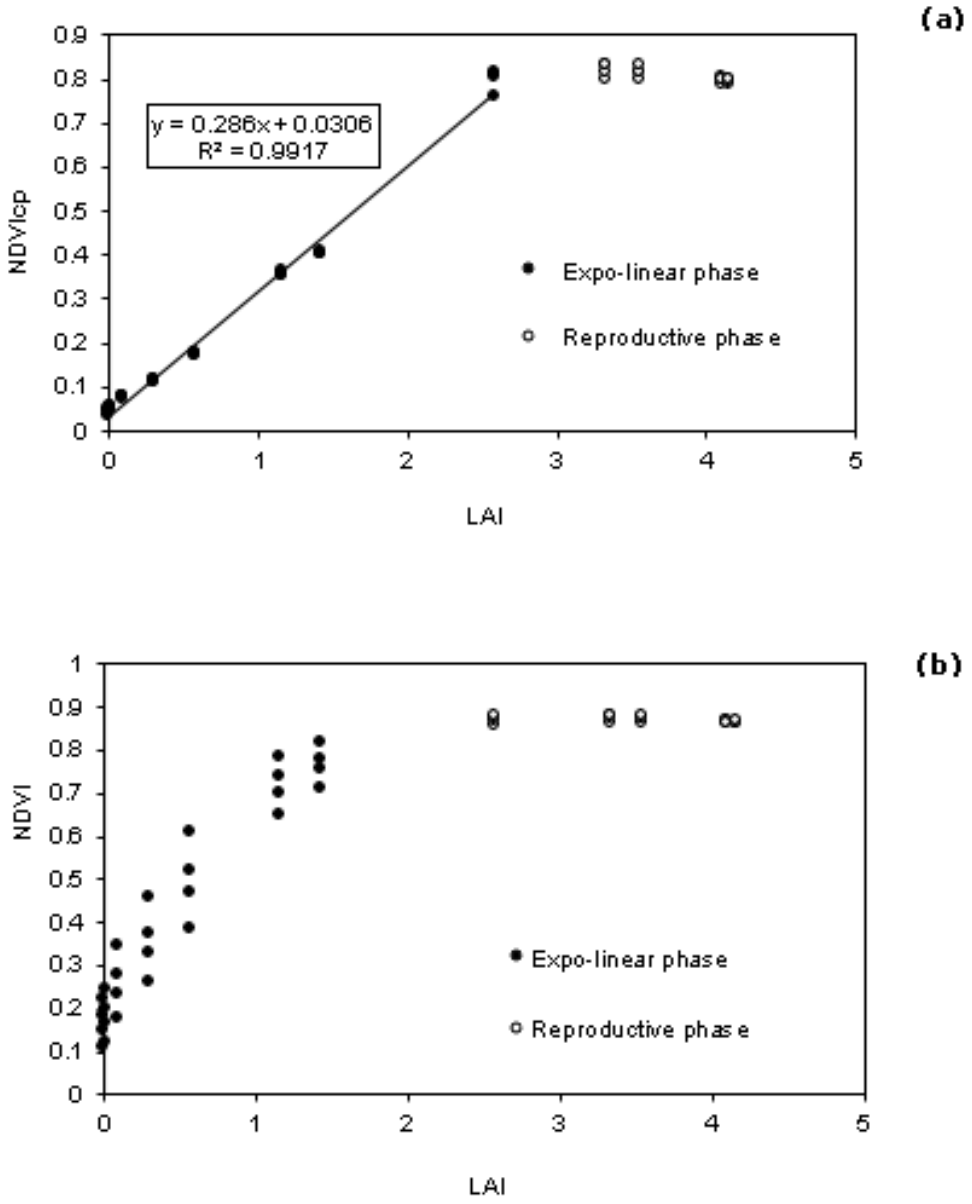


Figure 4. Results of applying spectral indices to the maize experiment. (a) $NDVI_{cp}$ and (b) $NDVI$.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Paz *et al*. (2014, 2015) have reviewed most VI published in the literature, concluding that none correctly approached the expo-linear pattern defined in Figure 2; this includes $NDVI_{cp}$, which was designed considering only the exponential pattern and its transition in the a_0-b_0 space. To achieve a complete approximation to the expo-linear pattern between a_0 and b_0 (Figure 2), Romero *et al*. (2009) used a transformation of the spectral spaces to develop the KIMO SAVI model to approximate the linear pattern to the shift to the exponential pattern (the opposite of $NDVI_{cp}$). Under this perspective, KIMO SAVI is defined in a format similar to that of $NDVI_{cp}$ (depending on b_0; Equation (2)), where KIMO SAVI = $NDVI_{cp}$ when b_0 is below a given threshold; KIMO SAVI is obtained from the transformed spectral space when b_0 is above the threshold (Romero *et al*., 2009; Paz *et al*., 2015).

Vegetation Spectral Indices and K_c

An estimate of the actual crop evapotranspiration as a function of the crop coefficient (mean K_c) (Doorenbos & Pruitt, 1977) and the reference evapotranspiration Et_0 has been proposed, as follows:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$ETc = KcETo \quad (5)$$

Equation (5) refers to average conditions, so that Wright (1982) proposed the dual method for estimating K_c:

$$Kc = Kcb + Ke \quad (6)$$

Where K_{cb} is the baseline crop coefficient (no stress) and K_e is the coefficient associated with evaporation from the soil.

In crops subjected to water stress, the adjusted baseline crop coefficient, K_{cba}, is given by:

$$Kcba = (Kcb)(Ks) \quad (7)$$

The dual method and its adjustment for water stress are part of the current methodology proposed by FAO (Allen *et al*., 1998) using a virtual reference crop, and is the basis of the approximations for estimating ET_c using the crop coefficient.

To understand the limitations of the relationships between the various VI and K_c (K_{cb}, K_s, and K_e), Figure 5 shows radiative simulations

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

for maize under dry and wet soil, and an unstressed and stressed crop (Reyes *et al*., 2011).

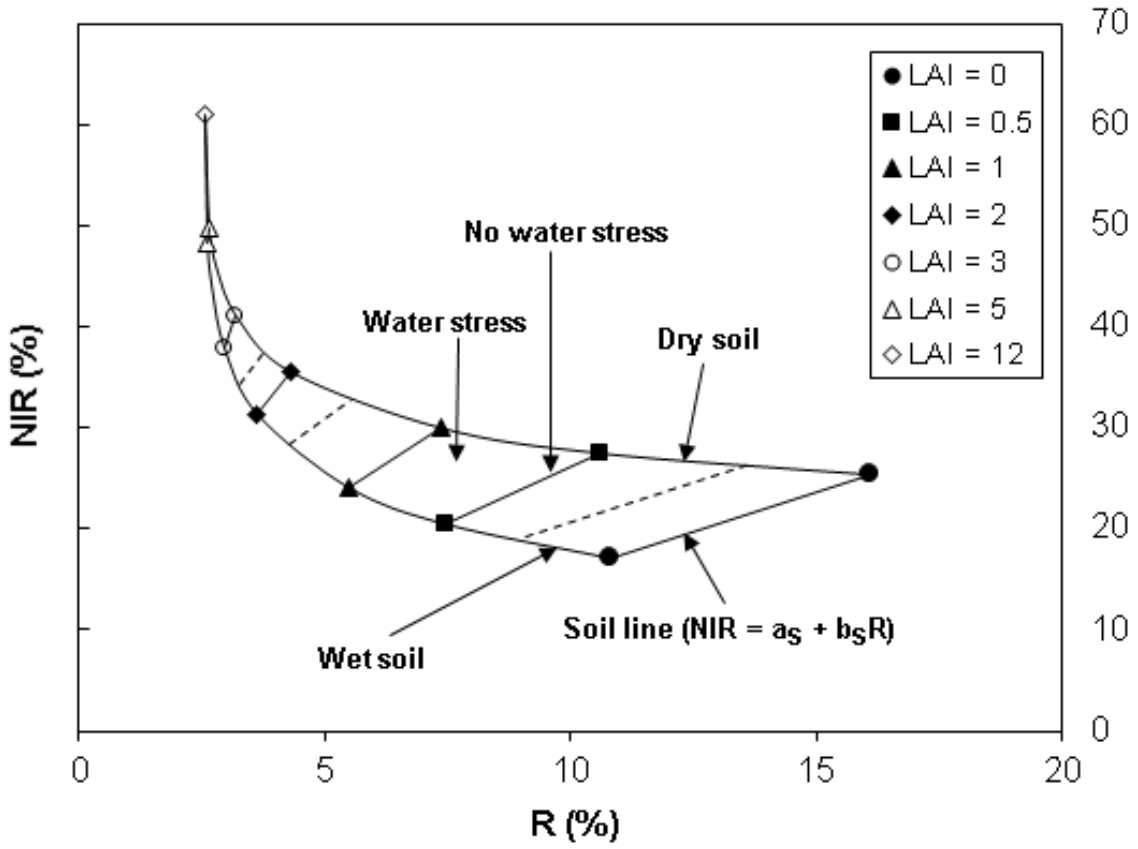


Figure 5. Radiative simulations of the maize crop under two soil moisture and water stress conditions.

Soil water content adjustment (K_e) is evident as different soil isolines (reduced *R* and *NIR* values), and water stress (K_s) as different *LAI*

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

isolines (lower slope of *LAI* isolines). Considering that the vast majority of VI intend to approximate the slope (or intersection) of *LAI* isolines (Paz *et al*., 2007; Paz *et al*., 2015), it is clear from Figure 5 that a "perfect" VI (direct and error-free estimate of the slope) cannot differentiate between K_{cb} and K_e (or K_c) because b_0 (or a_0) of *LAI* isolines contains no information on soil moisture content. Thus, the use of an VI that approximates b_0 or a_0 generates similar relationships for K_{cb}, $K_{cb} + K_e$, or K_c. This poses restrictions to the use of VI for estimating soil moisture, so soil isolines should be used for this purpose, at the level of transformed reflectance spaces (Paz *et al*., 2009) or with vegetation indices (Paz, Reyes, & Medrano, 2011).

Equivalent Radiative Media

On a crop plot, the *LAI* estimated experimentally represents a global one:

$$LAI_G = \left(\frac{\text{mean foliar area}}{\text{plant}}\right)\left(\frac{\text{number of plants}}{m^2 \text{ of the plot}}\right) \quad (8)$$

Without considering border effects, the local LAI_l (individual plants) is related to the global *LAI* as:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$LAI_l = LAI_G fv \quad (9)$$

where *fv* is the fractional vegetation cover, ranging between 0 and 1. Thus, the fraction of soil cover is *fs* = 1 - *fv*.

Figure 6 shows LAI_l, where the fraction of gaps (*fh*) within the border of the foliage (horizontal projection) is given by the Beer-Lambert law for non-black leaves (Goudriaan & van Laar, 1994):

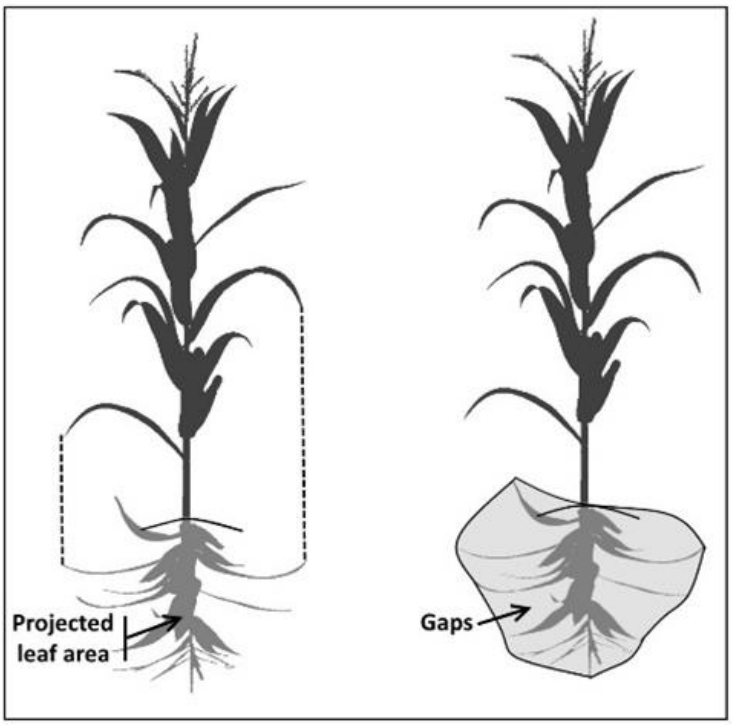


Figure 6. Leaf area and gaps for a local medium or an individual plant.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$f_h = 1 - T_l \; ; \; T_l = exp\{(1-\omega)^{1/2} KxLAI_l\} \quad (10)$$

Where Tl is transmittance (local) of direct sun radiance, ω = ρ + τ is the leaf albedo (sum of leaf reflectance and transmittance, respectively), and K is the total extinction coefficient. Note that $fv \neq f_h$, since *fv* refers to the fraction of vegetation outside the boundaries of individual plants, although in practice (digital photographs) *fv* incorporates f_h.

Figure 7 shows a crop planted in furrows, where a pattern of individual plants appears in early growth stages, where plants do not overlap (case 3-D). As growth progresses, individual plants within a furrow overlap with each other and form a crop in rows or furrows (case 2-D). When plants from different rows overlap, a total soil coverage condition emerges (case 1-D). This growth dynamic requires a generic modeling approach that takes into account the geometric complexity of crops in plots as well as natural vegetation.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

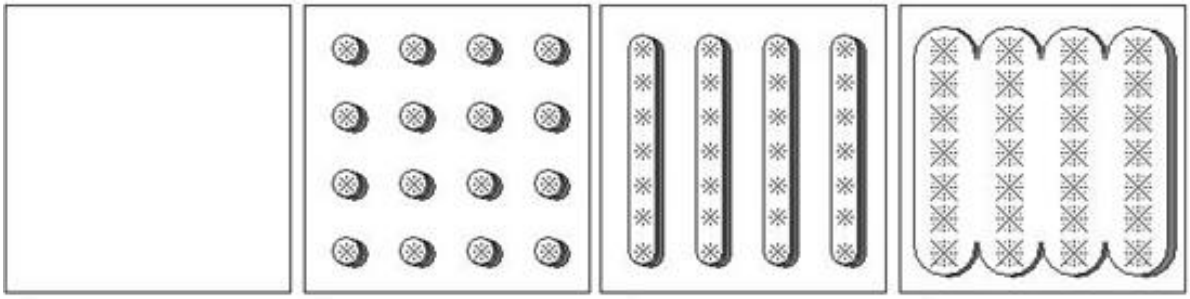


Figure 7. The geometry of a crop planted in furrows. (a) bare soil; (b) individual plants with no overlap; (c) plants overlapping within individual furrows; and (d) dense overlapping vegetation.

From the above analysis, an equivalent medium (physical terms) is one that meets the following (Paz *et al*., 2013):

$$LAI_G = \frac{LAI_l}{fv} \tag{11}$$

In other words, an LAI_G measurement involves an infinite number of equivalent combinations of LAI_l and fv that meet the Equation (11).

While an equivalent radiative medium has the same amount of plant elements, reflectances may differ depending on the amount of soil exposed and its moisture content. Thus, VI estimates and their relationship with fv and LAI_G are functions of the geometrical configuration

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

of soil and vegetation in a plot, as well as of the optical properties associated with it.

The discussion of equivalent radiative media (Equation (11)) is essential to understand the limitations in the use of *fv* or LAI_G to indirectly estimate K_c (or K_{cb}), as proposed in FAO-56 (Allen *et al*., 1998). This method uses an *fv* = 10 % to define the beginning of the vegetative growth stage, whose end is given by an *fv* of 70-80 % or a *LAI* of 2-3 (Allen *et al*., 1998). From Equation (11), it is clear that an LAI_I (*fv* and LAI_G) should be defined to uniquely associate the geometry and amount of vegetation (stomates) in a plot, since the definition of a single value, *fv* or LAI_G, is insufficient to characterize the medium (Odi-Lara, Paz-Pellat, López-Urrea, & González-Piqueras, 2013). This issue is evident in the definition of "effective coverage" (end of the vegetative phase), where fixed *fv* or LAI_G values are associated with it (Allen *et al*., 1998). This implies a standardized crop in terms of sowing geometry that ignores the basic architecture of plants and their geometric distribution within plots. Consequently, the effective coverage can be expressed as *fv* or LAI_G values that may differ substantially from those recommended by FAO-56 (Allen *et al*., 1998).

Materials and methods

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Two crops with average leaf density were analyzed: maize (*Zea mays* L.) var. Dracma 700 (Calera, González-Piqueras, & Meliá, 2004; González-Piqueras, Calera, Gilabert, Cuesta, & De-la- Cruz, 2004) and wheat (*Triticum aestivum* L.) var. Estero (López-Urrea, Montoro, González-Piqueras, López-Fuster, & Fereres, 2009a). The variables measured were *LAI*, *fv*, *Bm* (aerial dry biomass), and *h*, in addition to spectral measures and evapotranspiration in a weighing lysimeter.

The experiments were carried out at *Instituto Técnico Agronómico Provincial*, Albacete, Spain (39º14' N, 2º5'E, 695 m.a.s.l.) in years 2001 and 2003 for maize and wheat, respectively. The climate is continental semi-arid, with a mean annual precipitation of 320 mm, mostly in spring and autumn. Mean, maximum, and minimum temperatures are 13.7, 24.0, and 4.5 °C; respectively (López-Urrea *et al*., 2006a; López-Urrea *et al*., 2009a). The soil was classified as Petrocalcic Calcixerepts (Soil Survey Staff, 2006). The mean depth is 40 cm, delimited by a moderately fragmented petrocalcic horizon. The texture is silty clay loam, with 13.42 % sand, 48.89 % silt, and 31.60 % clay; the pH is alkaline. The soil has low organic matter and total nitrogen content, and high levels of active lime and potassium. The volumetric water content was 0.34 m^3 m^{-3} at field capacity (FC) and 0.21 m^3 m^{-3} at the permanent wilting point (PWP). For wheat, the estimated usable moisture for a root zone of 35 cm was

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

45.5 mm; a maximum permissible depletion level of 0.55 was used for the irrigation schedule, as recommended by Allen *et al*. (1998) for wheat for an ET_c of 5 mm d^{-1}.

Crops were grown under optimal conditions, with no restriction of water or nutrients. Wheat was fertilized after planting, by adding 28 kg ha^{-1} N, 112 kg ha^{-1} P_2O_5, and 70 kg ha^{-1} K_2O; liquid fertilizer was applied in the vegetative phase (170 kg ha^{-1} N). The plot was irrigated by spraying through total buried coverage. All efforts were made for the lysimeter crop to maintain the same growth rate and plant density as the protection plot.

Crop evapotranspiration was measured with a weighing lysimeter with continuous data recording placed at the center of a 100 x 100 m plot (López-Urrea *et al.*, 2006a). The lysimeter measured 2.7 m long, 2.3 m wide, and 1.7 m deep, with a total mass of 14.5 t The load cell has a 0.25 kg resolution, equivalent to 0.04 mm of water. Evapotranspiration was estimated from the weight data recorded by the lysimeter, as

$$ET = P + R - D \pm \Delta w \qquad (12)$$

where P is precipitation, R is irrigation, D is drainage, and Δw corresponds to variations in water content in the soil mass.

The daily amount of evaporated water was calculated based on hourly data. When the daily value could not be obtained for any reason

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(rain, irrigation, maintenance), the value used was the average of those for the previous and following days. Other sources of error that led to data elimination were weight check, calibrations for loss of contact in the load cell, low system voltage, loss of contact of the ground cable, and failure of the data controller (López-Urrea *et al.*, 2006a).

ET_o was calculated using the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen *et al*., 1998), which has yielded better results for the area of interest in previous studies (López-Urrea *et al*., 2006a; López-Urrea *et al*., 2006b). Climate data were obtained from a weather station located on the experimental farm. Missing net radiation, wind speed, and relative humidity data were estimated using the previous data. The integration time considered was one hour, and daily figures were calculated from these data.

Spectral measurements were done using a GER 3700 radiometer (Spectra Vista Corporation, NY, USA) with a spectral range of 300-2500 nm and a maximum spectral resolution of 1.5 nm. The observation height to record plant cover was 1.80 m for wheat and 5 m for maize, allowing an observation diameter of 21 and 58 cm, respectively, for a 6.6º field of view (FOV).

Each crop was monitored at regular intervals (7-10 days). For maize, a 6-point transect was measured inside and outside of the lysimeter to ensure that it was representative of the plot; for wheat, 5 measures along the lysimeter were recorded. Measures were taken during maximum solar elevation and on clear days (no clouds), and nadir

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

observations were made (Milton, 1987). Reflectance was calibrated using a Spectralon (Labsphere™) reference panel before each surface measurement to avoid variations in the illumination setting (McCoy, 2005).

The phenology of each crop was recorded. Table 1 details the development stages.

Table 1. Maize and wheat phenology.

Maize, 2001		**Wheat, 2003**	
Julian Day	Phenology	Julian Day	Phenology
104	Sowing	41	Sowing
116	Emergence	56	Emergence
164	V5	71	Two leaves
171	V6	77	Three leaves
178	V7	84	Onset of tillering
185	V9	92	Tillering
193	V11	114	Straightening - one node
201	V14	120	Two nodes

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

207	Male flower	134	Emergence of ear
213	Fertilization	141	Free ear
219	Fertilization	148	Milky ripening
225	Milky	153	Pasty ripening
241	Milky-pasty	163	Over-ripening
249	Pasty	171	Hard grain
256	Vitreous		
263	Vitreous		
272	Vitreous		
277	Physiological ripening		

The fractional vegetation cover *fv* was estimated using the supervised classification technique (maximum likelihood) from digital photographs taken at the nadir of the cover. Images were classified with the program ENVI^{TM}, differentiating between green vegetation and soil.

To calculate the leaf area index, *LAI*, a 1 m^2 sample was collected from the protection plot; then, one side of each leave was measured with a LI COR^{MR} *LAI* 3000 instrument.

Following the FAO guidelines, crop height was measured to adjust the crop coefficient (K_c) values throughout the growth cycle. Crop height

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

was measured from the base to the highest element of the plant, with plants selected at random in the protection plot.

Results and discussion

Estimating K_c (K_{cb} + K_e) or K_{cb} (indistinguishable in terms of VI) at the agricultural farm or plot level requires that the effect of soil (water content) be brought to a minimum. When considering a precision irrigation scheme, it is important to determine the spatial variability of K_c (ET_c) to attain an efficient use of water resources.

Figure 8 shows the estimated *NDVI* for different Julian days, evidencing that this index is ineffective for reducing the effects of soil. Thus, the use of an average *NDVI* is an arbitrary decision, since, for a given day, soil moisture at the time of measurements remains relatively constant; hence, any variations are attributable solely to the inability of *NDVI* to minimize the effect of soil and/or the variations in the crop condition. On the other hand, *NDVI* shows saturation issues (remains constant over time) before the crop reaches the peak *LAI* or *fv*, thus restraining its use only to the exponential vegetative growth phase,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

without considering the linear phase. The use of *NDVI* to estimate K_c (Castañeda-Ibáñez *et al*., 2015; Palacios-Vélez, Palacios-Sánchez, & Espinosa-Espinosa, 2018) is not supported, since having statistically acceptable empirical relationships between an VI and K_c is not sufficient; its use requires the right answers for the right reasons (Kirchner, 2006). A poor understanding of the radiative transfer concepts associated with VI strongly limits empirical approaches, which are supported only by arbitrary statistical adjustments. Due to the use of the photosynthetic (R) and non-photosynthetic (NIR) bands, any VI is expected to approach, albeit roughly, the growth of a crop and, thus, the evolution of K_c.

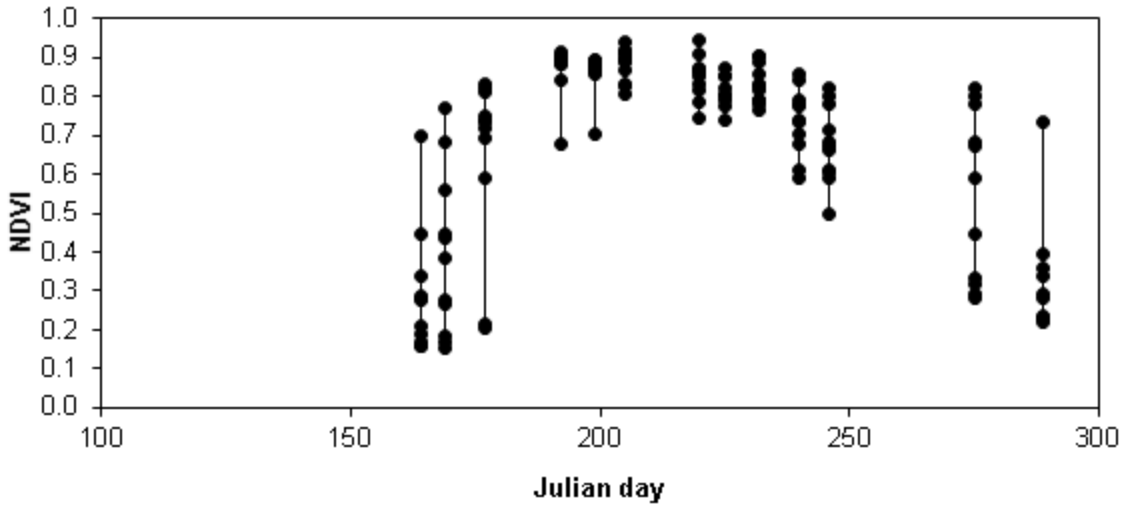


Figure 8. Variation of *NDVI* through time for maize lysimeter measurements.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The highest variations at the beginning and end of the maize growth cycle, as shown in Figure 8, reflect the condition of vegetation with low soil cover, so that the effect of soil predominates.

To avoid the issue of approximating the slopes of *LAI* isolines in the R-NIR space, these were estimated directly from spectral data (no soil effect). From the b_0 slopes estimated for different days of the growth cycle of maize and wheat, the KIMO SAVI was estimated, which represents the whole cycle. Also, lysimeter K_c measurements were reviewed to select K_{cb} values (the lowest values) from the temporal K_c pattern. Figure 9 shows the temporal patterns of K_{cb} and KIMO SAVI for maize and wheat crops, showing a lag between biophysical growth, represented by KIMO SAVI, and the one associated with the current evapotranspiration, as there is a linear relationship between the former and *LAI* (Paz *et al*., 2007; Romero *et al*., 2009).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

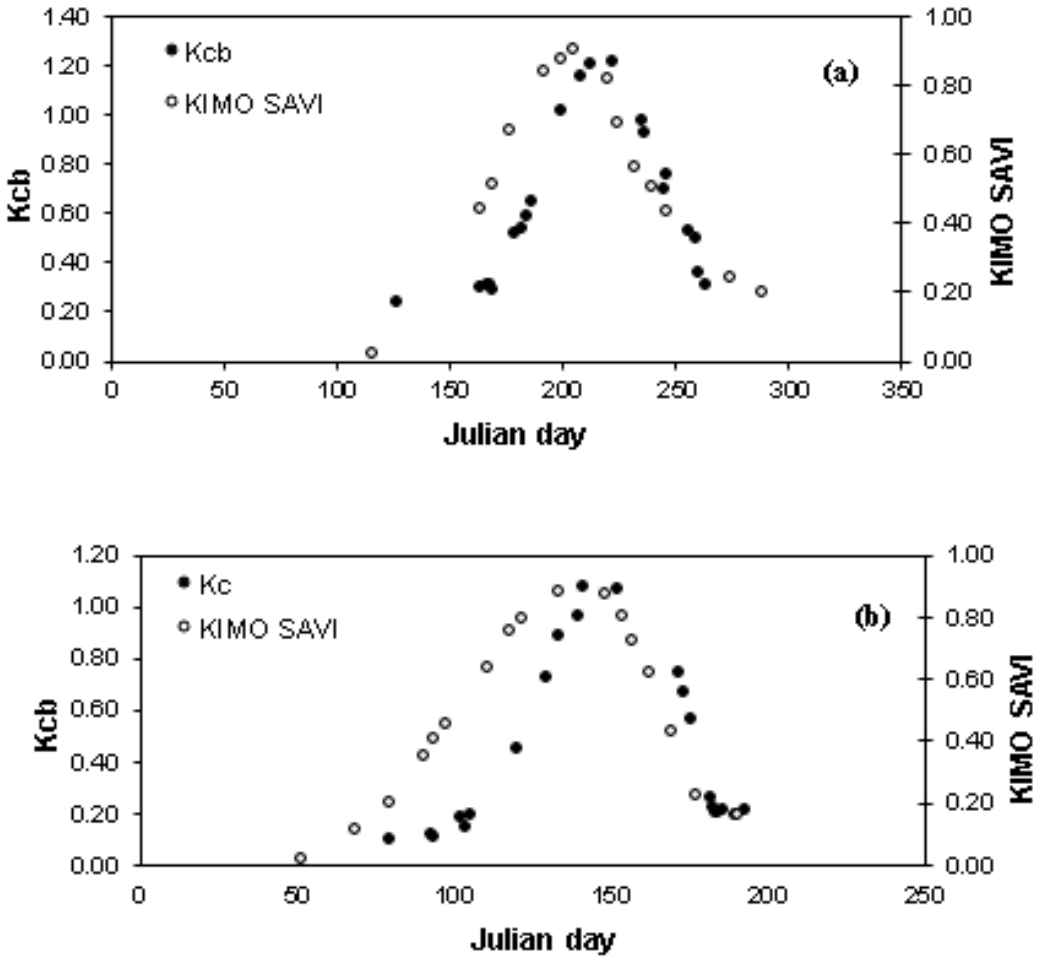


Figure 9. K_{cb} and KIMO SAVI temporal patterns: (a) maize; (b) wheat.

Figure 10 illustrates the linear relationships between KIMO SAVI and K_{cb}, clearly showing one relationship for the vegetative phase and another for senescence, with constant K_{cb} values (plateau) between the two phases (solid squares in Figure 10). The parameters of the linear

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

relationships differ between the vegetative and senescence phases; therefore, a single linear relationship cannot be used, as opposed to proposals by different authors (Bausch, 1993; González-Piqueras *et al*., 2004; López-Urrea, De-Santa-Olalla, Fabeiro, & Moratalla, 2009b; Palacios-Vélez *et al*., 2018).

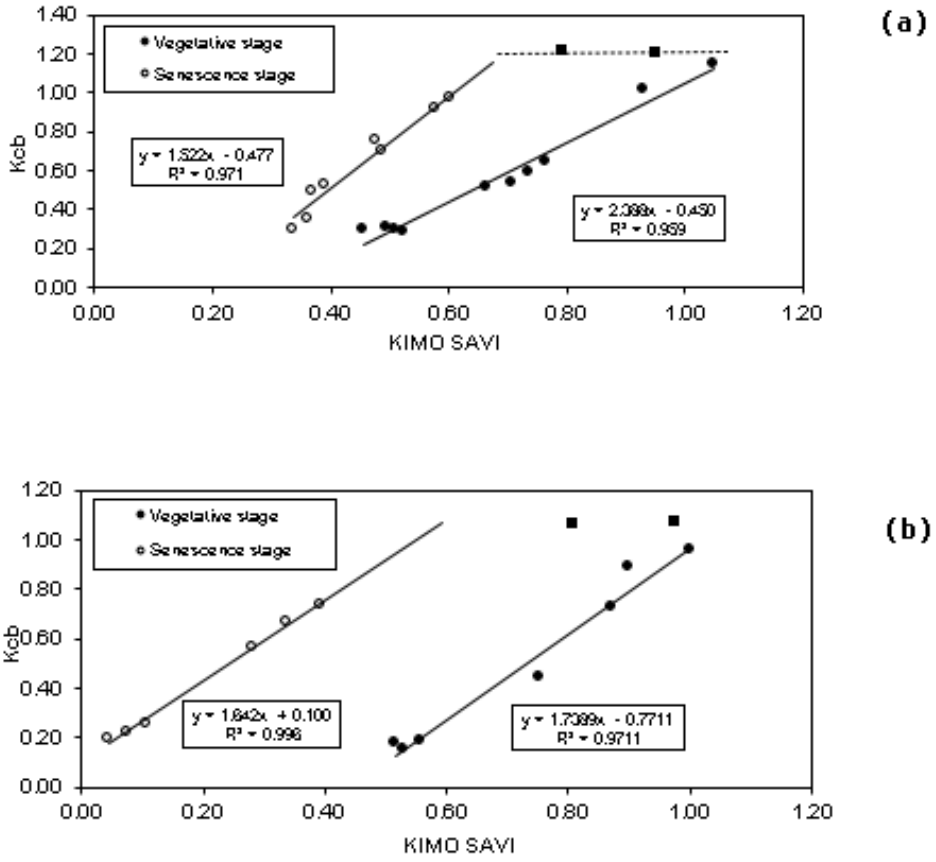


Figure 10. Relationships between KIMO SAVI and K_{cb}: (a) maize; (b) wheat.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figure 11 depicts linear relationships between IV_KIMO SAVI and *LAI* for maize crops, showing relationships like those for K_{cb}. Thus, the parameterization of K_c or K_{cb} as a function of *fv* or *LAI* is equivalent to that of KIMO SAVI. Given the issues in using only *LAI* (or *fv*), the relationships with K_c or K_{cb} vary according to the local conditions, i.e., the parameters of the linear relationships depend on the crop-planting geometry and development plant stage.

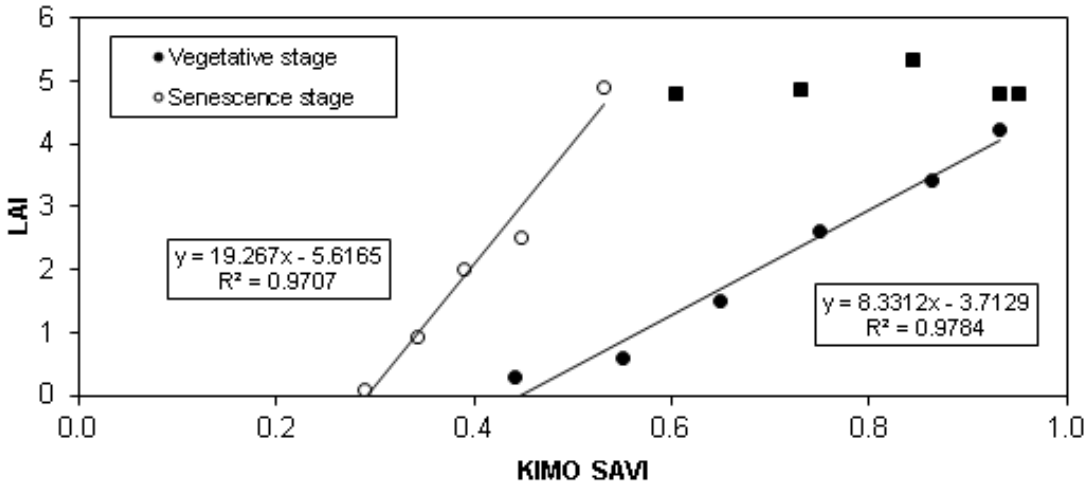


Figure 11. Relationships of KIMO SAVI with *LAI*.

The analysis of the issues associated with the use of *fv* and *LAI* separately reveals the need to define the beginning and end (effective

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

coverage) of the vegetative phase to parameterize the relationship with KIMO SAVI. In this regard, a direct estimate of the beginning and end using KIMO SAVI temporal patterns is required; the expo-linear model in Equation (1) can be used for this purpose, given the linear relationship between KIMO SAVI and *LAI* (Odi-Lara *et al*., 2013). Thus, by defining the beginning and end of the vegetative phase as t_T and t_{MAX}, respectively, KIMO SAVI for those time points can be used to define the K_{cb} or K_c values associated with those stages (FAO-56 data or lysimeter estimates), so that the pair of points are used to determine the parameters of the linear relationship. Now, considering that based on KIMO SAVI the vegetative phase is represented by the linear phase (with the start of the shift from exponential to linear) and that the temporal relationship of K_c or K_{cb} tends to be nonlinear (exponential), Figure 9, a logarithmic-exponential transformation can be used to make both patterns equivalent (*i* means initial; *f* means final):

$$f = \frac{ln(Kcb,i) - ln(Kcb,f)}{KIMO\ SAVI_i - KIMO\ SAVI_f};\ e = ln(Kcb,f) - fxIV_CIMASf\ ;\ Kcb = exp(e + fxKIMO\ SAVI) \quad (13)$$

Using Equation (13), Figure 12 shows the relationship between estimated and lysimeter K_{cb} values for maize and wheat, using the lysimeter values to parameterize Equation (13).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

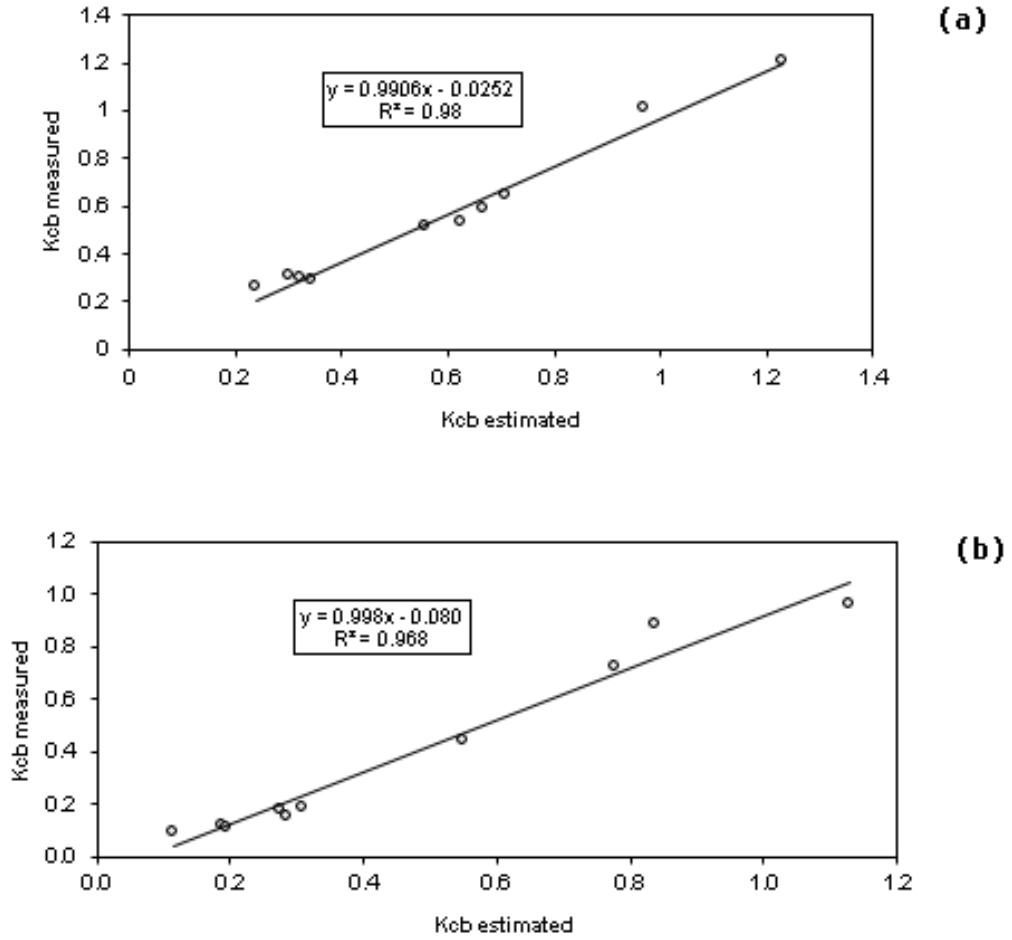


Figure 12. Relationship between estimated and measured K_{cb}: (a) maize; (b) wheat.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The relationship between the estimated K_{cb} (Equation (13)) and the values measured depicted in Figure 12 shows that the estimate with two data pairs for auto-calibrating KIMO SAVI yields good results and can be used in operational terms. The relationship between KIMO SAVI and K_{cb} is similar for K_c; therefore, we can use K_c values at the beginning and end of the vegetative (linear) phase in Equation (13) to obtain K_c estimates for this phase. The initial value (time before t_T) is constant and equal to $K_{cb,i}$ or $K_{c,i}$.

Something like the vegetative phase can be applied to the senescence phase, thereby defining a methodology that can be auto-calibrated (FAO-56 tables or field measurements) to define the relationship between KIMO SAVI and K_{cb} or K_c.

The advantage of the proposed methodology is that it is independent of atmospheric effects, as it is calibrated with local KIMO SAVI estimates and the K_{cb} or K_c values used as the beginning and end of a phase. Assuming relatively similar effects within a growth cycle, or considering their minimization, these estimates are suitable for use in applications at quasi-real-time under the hypotheses or restrictions associated with the FAO-56 methodology.

Relationship between KIMO SAVI and Aerial Biomass

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figure 13 shows the relationship between dry aerial biomass (*Bm*) and KIMO SAVI for maize and wheat, where an exponential relationship between KIMO SAVI and Bm is obtained for the vegetative phase (and the plateau). Something similar is observed for the senescence phase. In other words, using KIMO SAVI *versus* ln (*Bm*) leads to two linear relationships that intersect at the start of the senescence phase.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

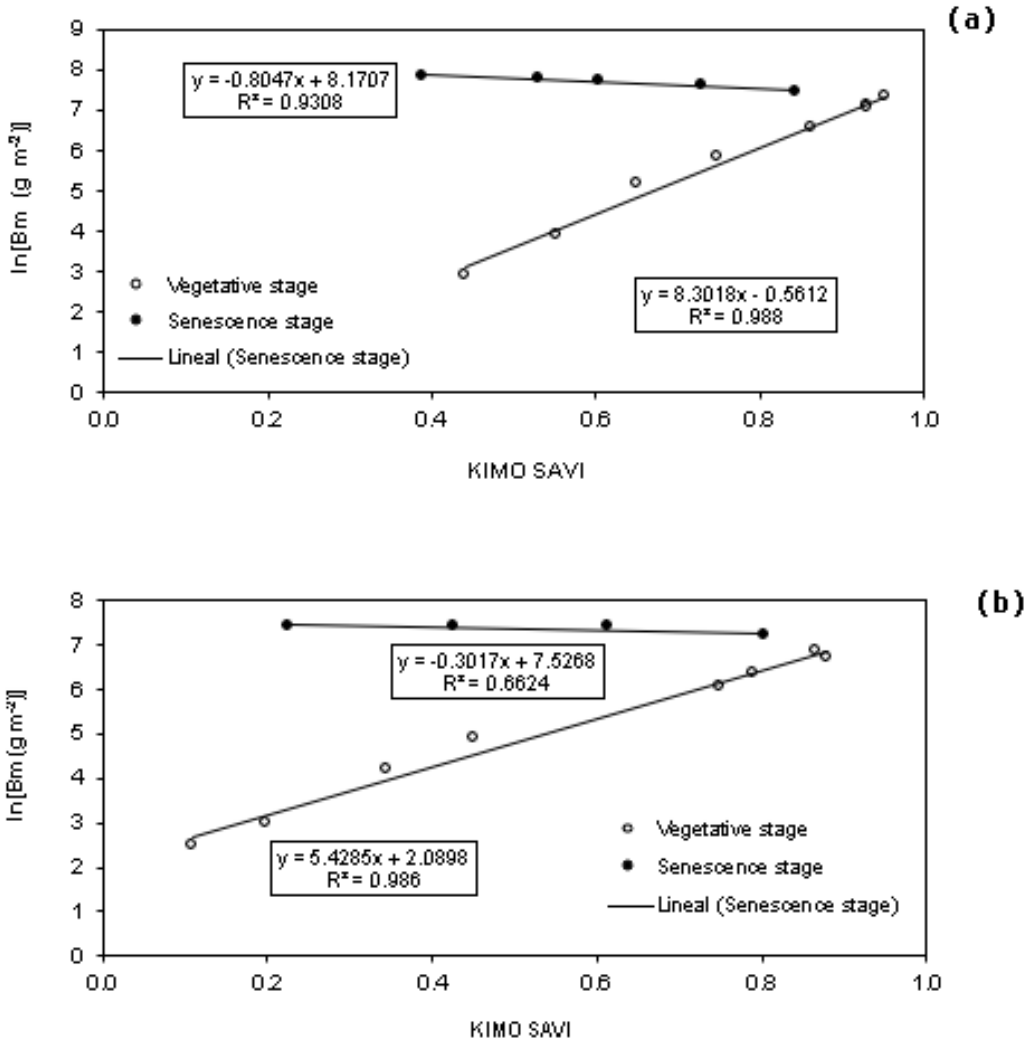


Figure 13. Relationships between KIMO SAVI and dry *Bm*: (a) maize; (b) wheat.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusions

This paper outlines the scope and limitations of the use of spectral vegetation indices (VI) for estimating the crop coefficients (K_c or K_{cb}) of the FAO-56 methodology.

Considering that VI aims to approximate the slope b_0, or the intercept a_0, of *LAI* isolines of crops, it was clarified that the relationships between an VI and K_{cb} or K_c are equivalent since by definition *LAI* isolines cannot estimate soil moisture. The latter requires the use of soil isolines, as discussed by Paz *et al*. (2009).

Under the assumption of equivalent radiative media (spectral spaces), the separate use of the fractional coverage (*fv*) or the global leaf area index (*LAI*) generates multiple solutions to the definition of starting and end of K_c phases according to FAO-56. The parameterization of these time points requires the joint consideration of *LAI* and *fv* to reflect the geometry of crop planting.

Using the generic format of the KIMO SAVI index along with direct estimates of the slopes of *LAI* isolines in two experiments (maize and wheat), linear relationships were obtained between K_{cb} and KIMO SAVI

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 374-424. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-08

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

for the vegetative and senescence phases. This implies that using a single relationship between VI and K_c or K_{cb} is incorrect. Given this constraint that requires local calibrations with field measurements, this work proposes a methodology for the direct estimation of the relationship between KIMO SAVI and either K_{cb} or K_c for use in operational terms.

The analyses reported herein underline the limitations in estimating K_c or K_{cb} given the intrinsic limitation of the conventional VI design to approximate the slopes of *LAI* isolines. Thus, under this consideration, VI cannot be used to approximate K_e (soil moisture). Notwithstanding the above, K_{cb} affected by water stress (assessed by any means), *i.e.*, $K_{cb}*K_s$, can be estimated similarly to unstressed K_{cb}, provided the initial and final $K_{cb}*K_s$ values associated with the stages of the FAO-56 methodology are available. This aspect deserves further investigation.

Acknowledgments

The authors thank Dr. José Gonzalez-Piqueras and Dr. Ramon López-Urrea for the kind authorization for the use of data from their field campaigns in Spain.

References

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. Rome, Italy: FAO. Recovered from http://www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm

Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2005). *METRIC: mapping evapotranspiration at high resolution – Applications manual for LANDSAT satellite image*. Idaho, USA: University of Idaho.

Bastiaanssen, W. G. M., Menenti, M., Feddes, R. A., & Holtslag, A. A. M. (1998). A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL): 1. Formulation. *Journal of Hydrology*, 212–213(1-4), 198-212. Recovered from https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00253-4

Bausch, W. C. (1995). Remote sensing of crop coefficients for improving the irrigation scheduling of corn. *Agricultural Water Management*, 27, 55-68. Recovered from https://doi.org/10.1016/0378-3774(95)01125-3

Bausch, W. C. (1993). Soil background effects on reflectance-based crop coefficients for corn. *Remote Sensing of Environment*, 46, 213-222. Recovered from https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90096-G

Bausch, W. C., & Neale, C. M. U. (1989). Spectral inputs improve corn crop coefficients and irrigation scheduling. *Transactions of the ASAE*, 46, 1901-1908.

Bausch, W. C., & Neale, C. M. U. (1987). Crop coefficients derived from reflected canopy radiation: A concept. *Transactions of the ASAE*, 30, 703-709.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Calera, A., González-Piqueras, J., & Meliá, J. (2004). Monitoring barley and corn growth from remote sensing data at field scale. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 97-109. DOI: 10.1080/0143116031000115319

Calera, A., Jochum, A. M., Cuesta, A., Montoro, A., & Fuster, P. L. (2005). Irrigation management from space: towards user-friendly products. *Irrigation Drainage Systems*, 19, 337-353.

Castañeda-Ibáñez, C. R., Martínez-Menes, M., Pascual-Ramírez, F., Flores-Magdaleno, H., Férnandez-Reynoso, D. & Esparza-Govea, S. (2015). Estimation of crop coefficients through remote sensing in the Río Yaqui irrigation district, Sonora, México. *Agrociencia*, 49, 2, 221-232. Recovered from https://agrociencia-colpos.mx/index.php/agrociencia/issue/view/108.

Choudhury, B. J., & Monteith, J. L. (1988). A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 114, 373-398. Recovered from https://doi.org/10.1002/qj.49711448006.

Doorenbos, J., & Pruitt, W. O. (1977). *Guidelines for predicting crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper*. Vol. 24. Rome, Italy: The Food and Agriculture Organization.

Ferrandino, F. J. (1989). Spatial and temporal variation of a defoliating plant disease and reduction in yield. *Agricultural and Forest Meteorology*, 47, 273-289.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., García-Haro, F. J., & Meliá, J. (2002). A generalized soil-adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 82, 303-310. Recovered from https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00048-2

González-Piqueras, J., Calera, A., Gilabert, M. A., Cuesta, A., & De-la-Cruz, F. (2004). Estimation of crop coefficients by means of optimized vegetation indices for corn. *Proceedings SPIE*, 5232, 110-118. Recovered from https://doi.org/10.1117/12.511317

Goudriaan, J., & Monteith, J. L. (1990). A mathematical function for crop growth based on light interception and leaf area expansion. *Annals of Botany*, 66, 695-701. Recovered from https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a088084.

Goudriaan, J., & van Laar, H. H. (1994). *Modelling potential crop growth processes. Textbook with exercises*. Current Issues in Production Ecology. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Heilman, J. L., Heilman, W. E., & Moore, D. G. (1982). Evaluating the crop coefficient using spectral reflectance. *Agronomy Journal*, 74, 967-971. Recovered from https://doi.org/10.2134/agronj1982.00021962007400060010x.

Jackson, R. D., Pinter, P. J., Reginato, R. J., & Idso, S. B. (1980*). Hand-held radiometry. A set of notes developed for use at the workshop on hand-held radiometry*. Phoenix, USA: US Department of Agriculture, Agricultural Reviews and Manuals.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kirchner, J. W. (2006). Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology. *Water Resources Research*. DOI: 10.1029/2005WR004362

López-Urrea, R., Montoro, A., González-Piqueras, J., López-Fuster, P., & Fereres, E. (2009a). Water use of spring wheat to raise water productivity. *Agricultural Water Management*, 96, 1305-1310. DOI: 10.1016/j.agwat.2009.04.015

López-Urrea, R., Montoro, A., López-Fuster, P., & Fereres, E. (2009b). Evapotranspiration and responses to irrigation of broccoli. *Agricultural Water Management*, 96, 1155-1161. DOI: 10.1016/j.agwat.2009.03.011

López-Urrea, R., De-Santa-Olalla, F. M., Fabeiro, F., & Moratalla, A. (2006a). Testing evapotranspiration equations using lysimeter observations in a semiarid climate. *Agricultural Water Management,* 85, 15-26.

López-Urrea, R., De-Santa-Olalla, F. M., Fabeiro, C., & Moratalla, A. (2006b). An evaluation of two hourly reference evapotranspiration equations for semiarid conditions. *Agricultural Water Management,* 86, 277-282. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.05.017

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

McCoy, R. M. (2005). *Fields methods in remote sensing*. New York, USA: The Guilford Press. Recovered from https://doi.org/10.1111/j.1541-0064.2006.00161_2.x

Milton, E. J. (1987). Principles of field spectroscopy. *International Journal of Remote Sensing*, 8, 1807-1827.

Odi, M., Paz, F., & Bolaños, M. (2010). Limitations in the estimation of biophysical variables in crops using spectral vegetation indexes: Foliage density effect. *Agrociencia*, 44, 807-819.

Odi-Lara, M., Paz-Pellat, F., López-Urrea, R., & González-Piqueras, J. (2013). Definición de la etapa de desarrollo de los cultivos para estimar evapotranspiración usando la metodología FAO-56 y sensores remotos. *Tecnología y ciencias del agua*, 4, 87-102.

Palacios-Vélez, E., Palacios-Sánchez, L. A., & Espinosa-Espinosa, J. L. (2018). Evaluation of water use efficiency in irrigated agriculture supported by satellite images. *Tecnología y ciencias del agua*, 9, 31-38. DOI: https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-01-02

Paz, F., Romero, E., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, R., & Aldrete, A. (2015). Alcances y limitaciones de los índices espectrales de la vegetación: análisis de índices de banda ancha. *Terra Latinoamericana*, 33(1), 27-49. Recovered from https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/43

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Paz, F., Romero, E., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, R., & Aldrete, A. (2014). Alcances y limitaciones de los índices espectrales de la vegetación: marco teórico. *Terra Latinoamericana*, 32(3), 177-194. Recovered from https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/22

Paz, F., Casiano, M., Zarco, A., & Bolaños, M. (2013). Estimación de las propiedades ópticas de la vegetación usando medios radiativos equivalentes y espacios n-paramétricos. *Terra Latinoamericana*, 31, 119-134.

Paz, F., Reyes, M., & Medrano, E. (2011). Design of spectral vegetation indexes using iso–soil curves. *Agrociencia*, 45, 121-134.

Paz, F., Marin, M. A., López, E., Zarco, A., Bolaños, M. A., Oropeza, J. L., Martínez, M., Palacios, E., & Rubiños, E. (2009). Elementos para el desarrollo de una hidrología operacional con sensores remotos: mezcla suelo-vegetación. *Ingeniería Hidráulica en México*, 14, 69-80.

Paz, F., Palacios, E., Bolaños, M., Palacios, L. A., Martínez, M., Mejía, E., & Huete, A. (2007). Design of a vegetation spectral index: NDVIcp. *Agrociencia*, 41, 539-554.

Paz, F., Palacios, E., Mejía, E., Martínez, M., & Palacios, L. A. (2005). Analysis of the spectral spaces of reflectance from crop canopies.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Agrociencia, 39, 293-301. Recovered from https://www.redalyc.org/pdf/302/30239306.pdf

Reyes, M., Paz, F., Casiano, M., Pascual, F., Marín, M. I., & Rubiños, E. (2011). Characterization of stress effect using spectral vegetation indexes for the estimate of variables related to aerial biomass. *Agrociencia, 45*, 221-233. Recovered from http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v45n2/v45n2a7.pdf.

Romero, E., Paz, F., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, R., & Aldrete, A. (2009). Design of a spectral vegetation index under the joint perspective of exponential and linear growth patterns. *Agrociencia*, 43, 291-307.

Ross, J. (1981). *The radiation regime and architecture of plant stands*. Norwell, USA: W. Junk. DOI: 10.1007/978-94-009-8647-3

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., & Harlan, J. C. (1974). *Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation*. Type III, Final Report. Greenbelt, USA: NASA/GSFC.

Shuttleworth, W. J., & Wallace, J. S. (1985). Evaporation from sparse crops – An energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 111, 839-855. Recovered from http://facetas.sdsu.edu/shuttleworthwallace.pdf

Soil Survey Staff. (2006). *Keys to Soil Taxonomy* (10th ed.). Washington, DC, USA: USDA-Natural Resources Conservation Service.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recovered from https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_052172.pdf

Tucker, C. J. (1979). Red and photographics infrared linear combination for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, 127-150. Recovered from https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0

Verstraete, M. M., & Pinty, B. (1996). Designing optical spectral indexes for remote sensing applications. *IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing*, 34, 1254-1265. DOI: 10.1109/36.536541

Wright, J. L. (1982). New evapotranspiration crop coefficients Journal of Irrigation and Drainage, 108, 57-74. Recovered from https://eprints.nwisrl.ars.usda.gov/id/eprint/382

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

Artículos

Evolución del trazador en los flujos naturales descrita por la función de estado ϕ(*U*, *E*, *t*): análisis de las funciones asociadas y su aplicación a casos prácticos

Evolution of the tracer in natural flows described by the state function ϕ(*U*, *E*, *t*): Analysis of the associated functions and their application to case studies

Alfredo Contaín[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6442-0715

Carlos Peña-Guzmán[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0496-9612

[1]FLUVIA, Bogotá, Colombia, alfredoconstain@fluvia.co

[2]Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia, cpena@unisalle.edu.co, carpeguz@gmail.com

Autor para correspondencia: Carlos Andrés Peña-Guzmán, carpeguz@gmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

Los trazadores como método de medición y caracterización de la evolución de los flujos naturales, además de ofrecer información de la dinámica (advección) y la dispersión como fenómenos "locales" propiamente dichos, pueden dar información adicional, densa, sobre las condiciones globales (lejanas del punto de medición), en virtud de la conexión termodinámica que se establece entre todos los puntos del sistema cuando existe un estado estable en el cauce. Como ha sido estudiado ampliamente desde la segunda mitad del siglo pasado, esta condición de equilibrio dinámico (estado estable) en los flujos naturales para los fenómenos que no presentan una irreversibilidad pronunciada (región lineal de la termodinámica irreversible) implica una serie de características notables que simplifican la interpretación de los complejos fenómenos de las corrientes turbulentas y, por ende, de los procesos dispersivos que se superponen. Dentro de este enfoque, se define una función de estado, $\Phi(U, E, t)$, dependiente de la velocidad media del flujo, el coeficiente longitudinal de dispersión y el tiempo, que describe la evolución de la nube de trazador, de tal forma que en su calidad aproximada de potencial termodinámico permite descubrir y precisar ciertas particularidades del fenómeno. En este artículo se exploran las características y aplicaciones prácticas de estos principios. Se incluye además un análisis heurístico de las llamadas funciones directas $rq(\Phi)$ e inversas $rq(\Phi)^{-1}$, auxiliares a la función de estado $\Phi(U, E, t)$, que se utilizan tanto para la interpretación del tiempo del centroide como de los

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

coeficientes de difusión-dispersión longitudinal y transversal. Estas funciones fueron aplicadas experimentalmente en la quebrada "La Vieja" de la ciudad de Bogotá, presentando buena concordancia con los referentes teóricos. Con este tema se pretende ofrecer una herramienta teórico-practica para entender cabalmente estos procesos, que tienen tanto interés para la modelación y control de las contaminaciones hídricas.

Palabras clave: trazadores, estado estable de los cauces, termodinámica irreversible.

Abstract

The tracers as a method of measuring and characterizing the evolution of natural flows, in addition to providing information on the dynamics (advection) and dispersion as "local" phenomena themselves, can give additional, dense information on the global conditions (far from the point of measurement) under the thermodynamic connection that is established between all the points of the system, when there is a steady-state in the channel. As has been widely studied since the second half of the last century, this condition of dynamic equilibrium (steady-state) in natural flows, for phenomena that do not present pronounced irreversibility (linear region of irreversible thermodynamics), implies a series of remarkable features that simplify the interpretation of the complex phenomena of turbulent currents, and thus of the superimposed

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

dispersive processes. Within this approach, a state function, Φ(*U*, *E*, *t*), dependent on the mean flow velocity, the longitudinal dispersion coefficient, and time, is defined that describes the evolution of the tracer cloud, such that in its approximate quality of thermodynamic potential, it allows one to discover and pinpoint certain particularities of the phenomenon. In this paper, the characteristics and practical applications of these principles are explored. It also includes a heuristic analysis of the so-called direct functions *rq*(Φ) and inverse *rq*$(\Phi)^{-}$, auxiliary to the state function Φ(U,E, t), which are used for the interpretation of the centroid time, as well as the longitudinal and transverse diffusion-dispersion coefficients employing these functions were applied experimentally in the old stream of the city of Bogotá, "La Vieja", presenting good agreement with the theoretical references. This topic is intended to provide a theoretical and practical tool to fully understand these processes, which are of great interest for the modeling and control of water pollution.

Keywords: Tracers, stable state of channels, irreversible thermodynamics.

Recibido: 30/06/2020

Aceptado: 11/05/2021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

Las partículas de los trazadores son de comportamiento muy similar al de las del agua, condición que permite una gran variedad de aplicaciones (calidad, hidrodinámica e hidráulica) (Camacho & González, 2008; Constaín, Villa, & Bastidas, 2013; Constaín *et al*., 2019a; Engelhardt *et al*., 2011; Harvey, Wagner, & Bencala, 1996; Jin, White, Ramsey, & Kipphut, 2012; Punt, Millward, & Harris, 2003); asimismo, por sus características, permiten ser detectadas con precisión y facilidad por instrumentos adecuados, ya sea por métodos ópticos o de conductividad; sus impactos ambientales son inexistentes o relativamente pequeños si se usan en cantidades apropiadas.

La aplicación de los trazadores ha mostrado a través del tiempo que son una representación fiel de las condiciones dinámicas del flujo (como ocurre en los irregulares cauces de montaña) (Camacho & Cantor, 2006), pero además por tener propiedades de acople termodinámico con el mismo flujo (Constaín, 2013a; Rogowski, Merrifield, Ding, Terrill, & Gesiriech, 2019), agrega una cantidad importante de información vital, que los métodos hidrométricos tradicionales (correntómetros mecánicos y perfiladores Doppler de ultrasonido) no alcanzan a entregar (Tazioli, 2011).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Particularmente, se utiliza en los estudios prácticos de trazadores la tinta artificial Rodamina WT, la cual presenta varias características ventajosas (en costo relativo, detectabilidad, impacto ambiental, vida media, etc.) sobre cualquier otro tipo de trazador, como por ejemplo sales iónicas fuertes (p. ej., NaCL o KCl) o isótopos radioactivos de vida media de semidesintegración muy corta (p. ej., el tricloruro de oro).

El estudio de la termodinámica y el transporte de solutos en los flujos naturales ha permitido generar una función de estado ($\Phi(U, E, t)$), la cual presenta una alta importancia en el estudio de trazadores y sus aplicaciones, ya que representa la evolución de la pluma del trazador y permite definir la forma, tamaño y asimetría de su curva (Constaín, 2013b).

Además, esta función describe el acople entre la evolución de los trazadores y el flujo, especialmente cuando el flujo natural está en estado estable (subconjunto del equilibrio dinámico) (Abrahams, 1968; Leopold & Langbein, 1962), es decir, cuando las fluctuaciones mecánicas del flujo turbulento no alcanzan a llevar a esa turbulencia a un estado de desbocamiento para estos sistemas irreversibles abiertos, y se mantiene una conservación del estado (Kondepudi & Prigogine, 2005; Nicolis & Prigogine, 1989). En esta fase —y no menos importante—, la producción de entropía es mínima (y lo más uniforme posible en el volumen considerado) y la entropía como tal es máxima, *generando condiciones de homogeneidad probabilística en todo el volumen de cauce en estudio* de acuerdo con la definición de Boltzmann, condición que precisamente

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

favorece el acople termodinámico entre la pluma de trazador (y su función de estado característica) y todo el flujo, por extendido que sea. Tal concepto se puede ver en la Figura 1, donde la pluma de trazador que representa el efecto local se muestra por la flecha roja y el flujo, en su efecto global, se muestra por la flecha azul.

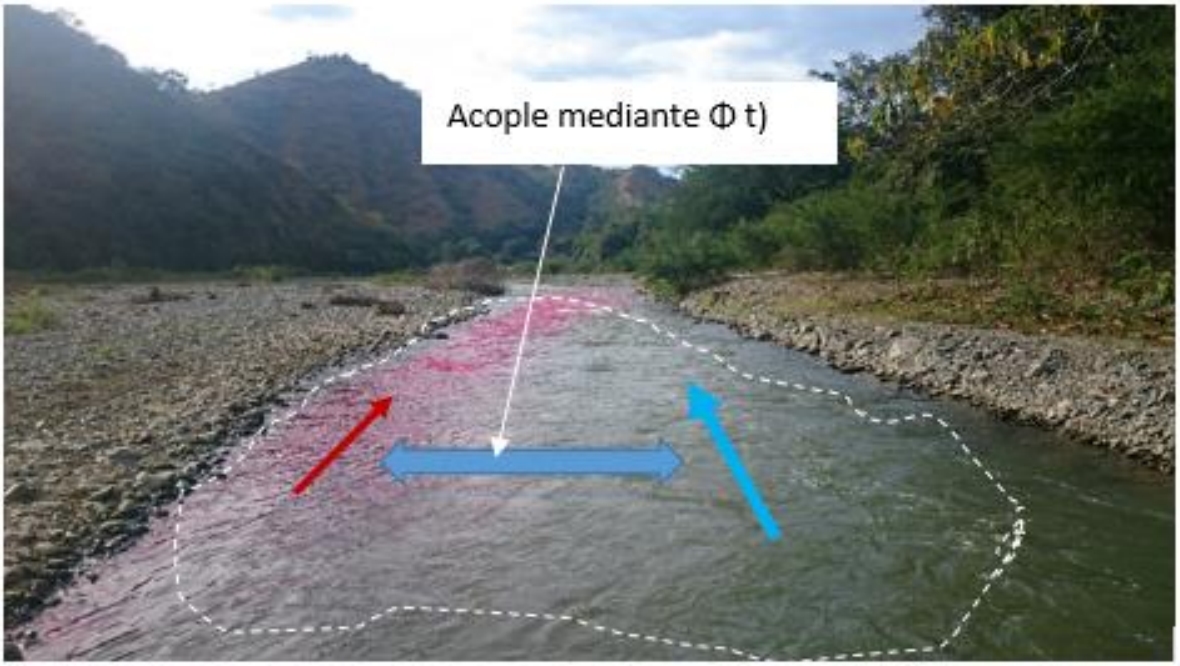


Figura 1. Acople termodinámico entre lo local (trazador) y lo global (flujo) en un cauce.

Por lo tanto, es importante mencionar que la evolución de un trazador en un flujo natural turbulento está guiada no sólo en la dinámica

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(leyes de conservación), sino también por las leyes de la termodinámica irreversible de los sistemas abiertos cercanos al equilibrio. Dicha evolución se puede calcular y caracterizar con la función $\Phi(U, E, t)$, que es un cierto potencial termodinámico, de naturaleza general, ya que disminuye con el tiempo (luego de haber aumentado bruscamente). A diferencia de otros potenciales termodinámicos, esta función de estado especial es *adimensional*, permitiendo asociarle diferentes razones, según conveniencia.

Por lo tanto, el presente artículo analizará en detalle la identidad y aplicación de la función de estado, y presentará el desarrollo de dos formulaciones procedentes de la función de estado para el uso en el análisis de trazadores en cauces.

Análisis teórico

Estado estable

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la práctica, el estado estable en un cauce natural se puede caracterizar por un nivel constante de entropía y energía, y por la conservación estadística temporal de los parámetros geométricos y dinámicos del mismo cauce (Teuling, Andel, Troch, & Hoitink, 2006). En efecto, se va a tener un equilibrio entre masa entrante, Δ_{mi}, de material sedimentario que se fijará en el perímetro del lecho, y masa saliente, Δ_{mo}, de material erosionado de ese mismo lecho; también se tendrá un equilibrio entre la energía potencial gravitatoria entrante, ΔE_i, y energía térmica saliente, ΔQ_o, expulsada al exterior, producto de los procesos irreversibles dentro de la pluma, y un equilibrio entre entropía producida en el sistema, ΔiS, y la entropía intercambiada en la frontera del sistema, ΔeS; esta condición se puede ver en la Figura 2.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

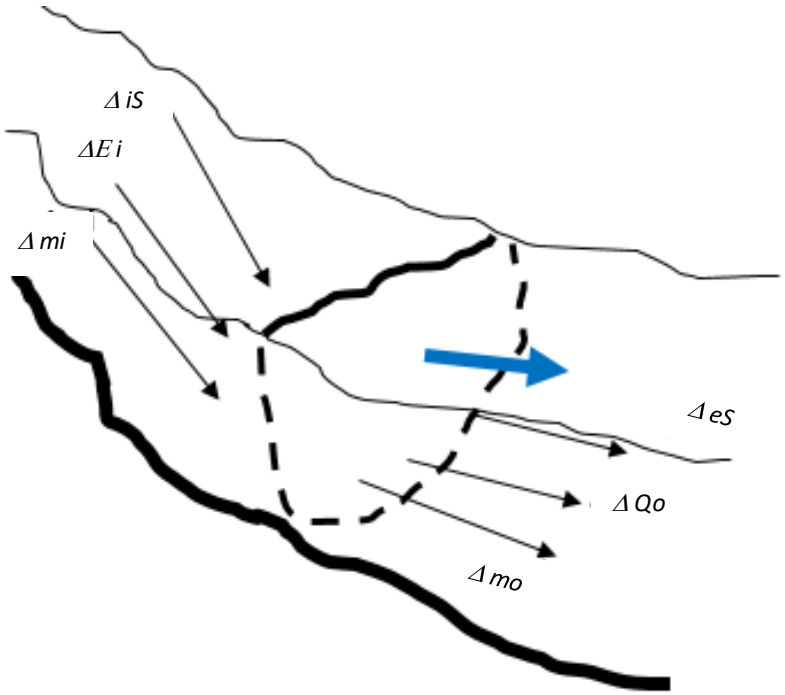


Figura 2. Equilibrios en un flujo natural en estado estable.

El acople termodinámico entre el entorno inmediato y el medio exterior para la evolución de una pluma de trazador en un cauce en estado estable

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En estado estable en un cauce natural participa de la *región lineal* de la termodinámica irreversible, en la que los flujos termodinámicos son proporcionales a las fuerzas termodinámicas y en la que la producción interna de entropía $\Delta iS/\Delta t$ es un *mínimo* (Kondepudi & Prigogine, 2005). En estas condiciones, todos los puntos del flujo considerado (de acuerdo con Boltzmann) son *equiprobables*, o sea las distribuciones probabilísticas, $\rho(X, t)$ son virtualmente iguales en todos los puntos del sistema global, y no sólo en el volumen local de la pluma de trazador (Constaín *et al*., 2019b). Por lo tanto, una función de estado, $\Phi(U, E, t)$, definida para la evolución de la pluma, contendrá también *información sensible de todo el tramo de flujo*, y no tendrá sentido hacer una distinción estricta entre entorno inmediato y medio exterior. Analíticamente esto implica, en primer lugar, que las distribuciones probabilísticas en el flujo irán siendo cada vez más parecidas en los diferentes subvolúmenes del sistema. Esta condición forzará fuertemente a los diferentes fenómenos en el flujo a comportarse de tal forma que las variables de estado tenderán a *conservarse* para que su homogeneización facilite su análisis integral. En segundo lugar, y no menos importante, la función particular $\Phi(U, E, t)$ permite llevar a la practica la medición e interpretación de esas propiedades termodinámicas integradoras.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La función de estado $\Phi(U, E, t)$ y su papel guía en la dinámica de trazadores

Para las mediciones de trazador documentadas en este artículo se aplica un sistema de medición FLUVIA F-1, que toma las curvas de trazador en tiempo real, y muestra las principales características numéricas de la pluma y de su acople termodinámico con todo el flujo, considerando que el cauce se encuentra en estado estable. Este equipo consta de una unidad electrónica que conecta con dos sensores (NaCl y Rodamina WT que pueden actuar simultáneamente), y una tableta que muestra en pantalla las curvas y modelos correspondientes, y luego los datos numéricos (entre los que está el valor específico de la función de estado). El *software* es una plataforma digital que consta de un modelo gráfico, un módulo de comunicación, un módulo matemático y un módulo de calibración; este equipo permite aplicar en la práctica los nuevos principios y las nuevas ecuaciones es importante para pasar de lo teórico a lo experimental, verificable, por su capacidad de evaluar los experimentos de manera instantánea. El equipo FLUVIA F-1 se muestra en la Figura 3.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figura 3. Equipo FLUVIA F-1 de medición y modelación de trazadores.

Constaín y Lemos (2011) detallaron la fundamentación básica del método FLUVIA, por lo tanto se desarrolla aquí la aplicación práctica de la función de estado a la descripción de la evolución de las plumas de trazador en los flujos naturales.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La definición de la función de estado, $\Phi(U, E, t)$

En resumen, esta función responde al concepto de recuperación del equilibrio químico propuesta por Le Chatelier-Braun. Se define específicamente así:

$$\Phi(U,E,t) = \frac{Vsep}{U} \quad (1)$$

Donde V_{sep} es la velocidad de alejamiento mutuo de las partículas de trazador una vez inyectadas al flujo, definida así:

$$V_{sep} = \frac{\Delta}{\tau} = \frac{\sqrt{2E\tau}}{\tau} = \sqrt{\frac{2E}{\tau}} \quad (2)$$

Nótese que el desplazamiento característico, Δ, asociado con la dispersión se define como un desplazamiento Browniano, en correspondencia con el modelo usual de las partículas en un gas ideal clásico, y que el tiempo se mide también como un valor característico (τ) que es diferente al marco temporal general, pues en realidad corresponde a un proceso de conteo Poissoniano de las partículas del trazador.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Con base en este proceso de conteo, y teniendo en cuenta la expansión exponencial correspondiente, se puede hallar la relación entre el tiempo característico y el tiempo general, tal que $e^{-1.54} \approx \tau/t \approx \beta \approx 0.214\ldots$, donde 1.54 es el valor promedio de la distribución de partículas Brownianas por unidad de gratícula, descubierta por Svedberg en sus investigaciones a principios del siglo XX (Mises, 1981). Igualmente, este valor específico (1.54) aparece en hidrodinámica como la razón entre la distancia máxima de los vórtices turbulentos y la distancia estadística en vertical de dicho movimiento, para condición de isotropía de la turbulencia (Simonenko, 2006).

Por lo tanto, a partir de las ecuaciones (1) y (2) se tiene:

$$U \approx \frac{1}{\Phi}\sqrt{\frac{2E}{\tau}} \tag{3}$$

Ecuación básica de la velocidad media, similar en su estructura cuadrática a la ecuación de Chezy-Manning, y que es la solución de la llamada ecuación diferencial de Taylor:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U\frac{\partial C}{\partial X} \approx E\frac{\partial\left(\frac{\partial C}{\partial X}\right)}{\partial X} \tag{4}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Despejando de la Ecuación (3) el coeficiente longitudinal de dispersión, y reemplazándolo en la ecuación clásica de advección-dispersión básica, se tiene una solución modificada de Fick:

$$C(X,t) \approx \frac{M}{A(4\pi * E * t)}\, e^{-\frac{(Xo-U*t)^2}{4E*t}} + Co \qquad (5)$$

Aquí *M* es la masa del soluto inyectado al flujo y *Xo* es la distancia a la cual se mide la nube de trazador desde el punto de inyección. Se tiene que la desviación típica de la curva que es proporcional a $\sqrt{(2*E*t)}$ y *Co* es la concentración propia del flujo.

Para movimientos totalmente aleatorios (Brown-Gauss), y naturalmente cumpliendo con la condición de Pfaff, representa convenientemente la pérdida de grados de libertad (Pogliani & Berberan-Santos, 2000):

$$\oint d\Phi(\mathrm{U},\mathrm{E},\mathrm{t}) = 0 \qquad (6)$$

El tiempo característico de la dispersión-difusión es proporcional al tiempo *t* como variable independiente:

$$\Phi(U,E,t) \approx 2.16 * \left(\frac{\sigma t}{t}\right) \approx 2.16 * \left(\frac{1}{k}\right) \qquad (7)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Donde k es una variable que indica las veces que la desviación típica, σt, está en el tiempo transcurrido por el pico de la curva Fickiana.

Como ya se dijo, una característica importante de la función de estado $\Phi(U, E, t)$ es que, a diferencia de los potenciales termodinámicos usuales, es una magnitud *adimensional*, lo que permite asociarla con diversidad de razones según conveniencia.

Definición numérica de $\Phi(U, E, t)$

Dado que $\Phi(U, E, t)$ tiene diferentes curvas para diferentes casos dependiendo de las características del flujo y de la inyección del trazador, es importante poner su curva en un concepto universal, en función de la razón $k = t / \sigma t$. Para construir una curva aproximada se parte de puntos notables que son $\Phi \approx 2.16$ para $k = 1.0$, $\Phi \approx 1.08$ para $k = 2.0$, $\Phi \approx 0.38$ para $k \approx 4\sqrt{2}$ (Constaín, 2012).

Por lo tanto, se puede establecer que la curva potencial de forma aproximada es (Figura 4):

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\Phi \approx 2.162 * \left(\frac{1}{k}\right) \quad (8)$$

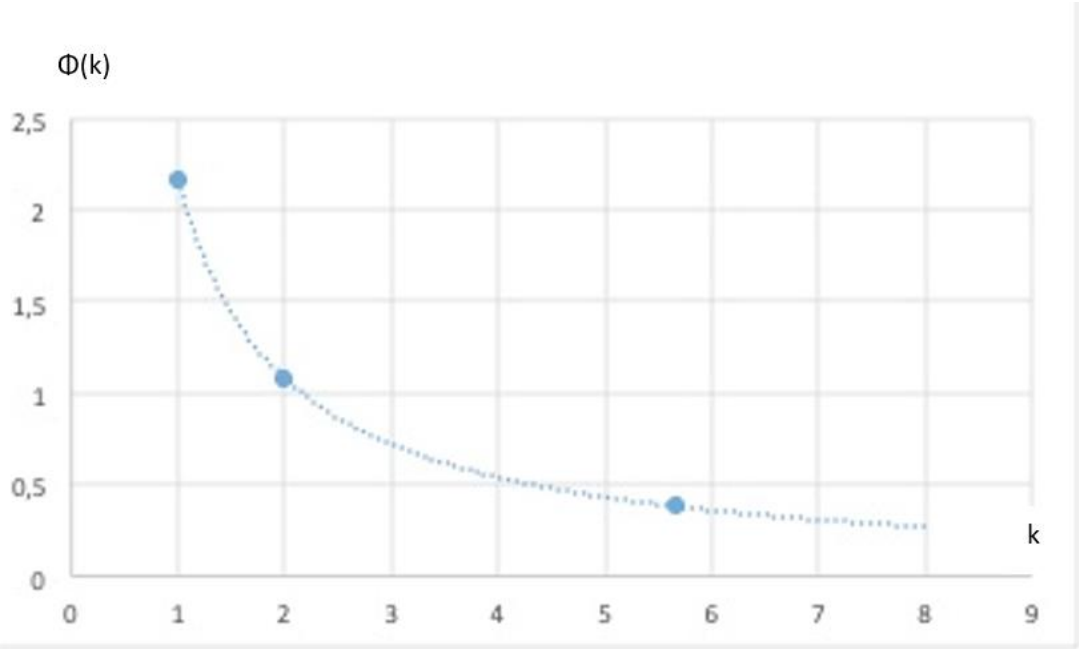


Figura 4. Definición general de la función de estado.

El desarrollo numérico de esta función muestra claramente que es un potencial termodinámico, en tanto la curva empieza en el equilibrio, sube hasta un máximo y desciende paulatinamente en el tiempo, asintóticamente hacia el equilibrio.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Naturaleza Fickiana de la dispersión: un asunto zanjado mediante la interpretación que aporta la función de estado

Desde la época de los primeros investigadores de la dispersión en flujos turbulentos, la duda de si el transporte dispersivo mono dimensional es o no un mecanismo Fickiano ha estado presente. Esta naturaleza se cumple si la desviación típica cuadrática en la distancia es proporcional al tiempo:

$$\sigma_x{}^2 = 2Et \tag{9}$$

Lo cual está de acuerdo con la definición general de función de Gauss, con μ como valor promedio de la distribución, tal como se muestra en la Figura 5:

$$y(X) = \frac{1}{\sigma_x\sqrt{2\pi}}\, e^{-\frac{(X-\mu)^2}{2\,\sigma_x^2}} \tag{10}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

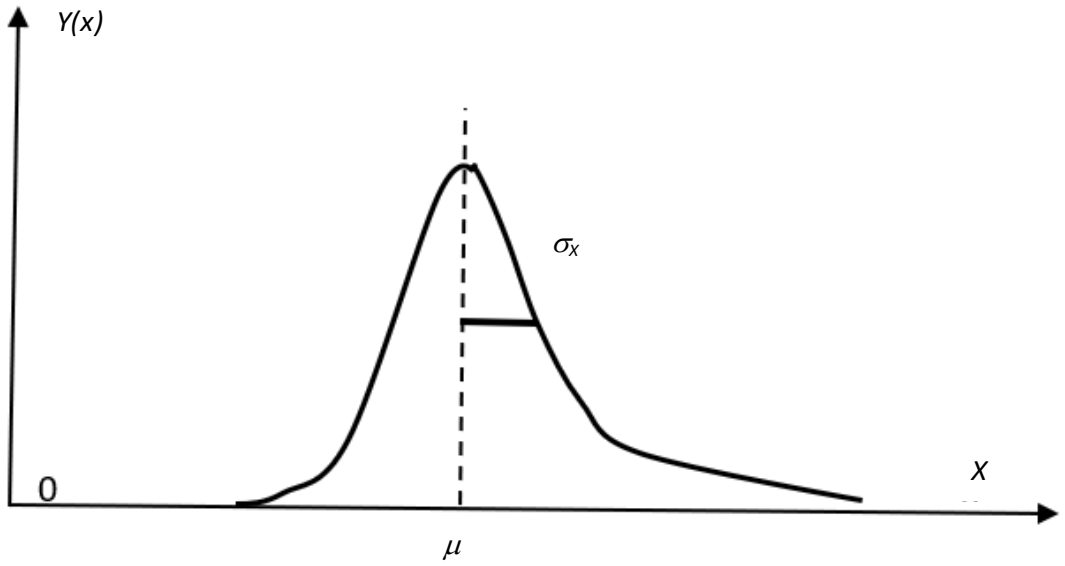


Figura 5. Curva Gaussiana en función de la distancia.

La discrepancia nacía del hecho experimental incuestionable de que la anchura de la mancha del trazador, σ_x, crecía no como proporcional a la raíz del tiempo $(\sim\sqrt{t}\,)$, sino más bien como proporcional a dicho tiempo $(\sim t)$ (Cushman-Roisin, 2008). Esta observación inquietante se verificaba incluso a diferentes escalas, muy diferentes entre sí, tal como muestra la gráfica de la Figura 6, en la que el coeficiente de difusión longitudinal, *E*, es dimensionalmente proporcional con el tamaño de la pluma (es decir, con σ_x), en contradicción con la Ecuación (9).

Esta aparente grave contradicción se puede sortear si se reinterpretan de forma adecuada las magnitudes involucradas y se acepta

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

que el coeficiente longitudinal de difusión, *E*, es una función del tiempo y por tanto *no es una constante*, como corrientemente se asume.

A partir de la Ecuación (9), que está en función de *t*, se tiene:

$$\sigma_x \approx \sqrt{2 * E *}\mathrm{t} \tag{11}$$

Ahora, la Ecuación (2) está en función de τ:

$$\Delta \approx \sqrt{2 * E * \tau} \approx \sqrt{2 * E * \beta * t} \tag{12}$$

Por lo tanto:

$$\Delta \approx \sigma_x * \sqrt{\beta} \tag{13}$$

Con base en las ecuaciones (1) y (2) se tiene:

$$\tau \approx \frac{\sigma_x * \sqrt{\beta}}{\Phi * U} \tag{14}$$

Si se tiene en cuenta que:

$$U \approx \frac{\sigma_x}{\sigma_t} \tag{15}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Entonces:

$$\tau \approx \frac{\sigma_t * \sqrt{\beta}}{\Phi} \qquad (16)$$

Ahora, utilizando las ecuaciones anteriores, se tiene:

$$\approx \frac{1}{\sqrt{\beta}} \left(\frac{\sigma_t}{t}\right) \qquad (17)$$

Se puede escribir la siguiente expresión, como consecuencia de lo anterior:

$$\boldsymbol{\sigma_t \approx \left(\frac{2.16}{\Phi}\right) * t} \qquad (18)$$

Y entonces:

$$\boldsymbol{\sigma_x \approx \left(\frac{2.16}{U * \Phi}\right) * t} \qquad (19)$$

Es evidente entonces, que para valores aproximadamente constantes de *U* y Φ, tal como es válido en tramos usualmente

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

encontrados en el trabajo de campo, de acuerdo con la ecuación anterior, la anchura de la pluma (σ_x) *es proporcional al tiempo, t, no a su raíz*. Por lo tanto, la naturaleza Fickiana se mantiene sólo a costa de aceptar que la relación entre σ_x y los otros parámetros está en función de $\Phi(U, E, t)$.

Una nueva versión de la ecuación de Fick para la evolución de los trazadores

A partir de las ecuaciones (1) y (2) se puede hallar una nueva definición para la velocidad media del flujo, tal como:

$$U \approx \frac{1}{\Phi}\sqrt{\frac{2E}{\tau}} \qquad (20)$$

Esta expresión unidimensional, que describe la difusión por efecto cortante como un mecanismo Browniano, tiene la misma forma matemática (cuadrática) que la ecuación de Chezy-Manning, sólo que mientras ésta se define para fuerzas mecánicas, la Ecuación (8) responde a la acción de las fuerzas eléctricas dispersivas de Van der Waals, que son

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

las que actúan en la dispersión de las partículas de trazadores en el flujo (Constaín & Lemos, 2011).

Ahora, de esta misma ecuación se puede despejar el coeficiente longitudinal de dispersión, *E*, tal como se muestra a continuación, donde δ ≈ 1 / β ≈ 4.669, que es la constante de Feienbaum (Stewart, 1997):

$$E \approx \frac{\Phi^2 * U^2 * \left(\frac{1}{\delta}\right) * t}{2} \approx \frac{\Phi^2 * U^2 * 0.214 * t}{2} \quad (21)$$

Esta función se puede ahora reemplazar en la ecuación clásica unidimensional dispersión-advección de Fick, con el caudal $Q \approx A_{yz} * U$, quedando la llamada curva modificada de Fick:

$$C(x,t) \approx \frac{M}{Q * \Phi * t * 1.16} * e^{-\frac{(tp-t)^2}{2 * 0.214 * (\Phi * t)^2}} + Co \quad (22)$$

Aquí la constante $1.16 \approx \sqrt{2\pi * 0.214}$ y A_{yz} es el área de la sección transversal por la que pasa el flujo del trazador; *tp*, el tiempo específico del pico, que se toma a partir del tiempo de inyección del trazador *tg*; mientras *t* es la variable tiempo en segundos; *M*, la masa del trazador en miligramos, y *Q* es el caudal en litros por segundo. La concentración de trazador está en miligramos por litro (Ppm) para sal común, y en microgramos por litro (ppb) para rodamina WT.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Funciones asociadas

Naturaleza de la ecuación de estado aplicada al trazador evolucionando en un flujo en condición de "estado estable"

Se ha explicado que un trazador evolucionando en un flujo natural en condición de estado estable se conecta no sólo con su entorno inmediato, sino también con todo el volumen del tramo de flujo considerado; por lo tanto, la función $\Phi(U, E, t)$ es en realidad una ecuación de estado del sistema global trazador + flujo, y entonces describirá también lo que ocurra en sentido longitudinal (a lo largo) y en sentido transversal (a lo ancho). De hecho, se ha verificado en diversos experimentos que la función de estado señala apropiadamente cuando la nube de trazador pierde el grado de libertad transversal (a lo ancho) cuando $\Phi(t_o) \approx 0.38$, indicando cuando se tiene mezcla completa en el tubo de corriente por el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

que va el trazador. Por lo tanto, se reconoce positivamente que $\Phi(U, E, t)$ está en capacidad de dar información tanto de los desfases temporales como de asimetrías espaciales.

La cobertura temporal de la curva de trazador convergente con el tiempo del pico: fenómeno de disponibilidad de la masa

Se verifica que la cobertura temporal de la curva de trazador en tiempo converge con el valor del tiempo del pico cuando iguala a $4\sqrt{2\sigma}$, que corresponde al 99.7 % de la masa del trazador (teoría básica de la distribución normal), cuando se pierde el grado de libertad transversal al cesar la difusión transversal y considerar que ya toda la masa del trazador es disponible para tomar parte en el proceso de dispersión. Para tiempos anteriores a esta condición, se considera que hay un porcentaje de la masa que no puede dispersarse.

Definición aproximada de las funciones asociadas

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La función de estado $\Phi(t)$ describe cómo evolucionan las partículas de trazador como un todo. Comienza desde su valor máximo a $\Phi \approx 2.16$ (máximo desequilibrio) y va descendiendo hacia su valor de mínimo desequilibrio, $\Phi \approx 0$. Hay sin embargo eventos asociados que dependen de ella, pero que **no** están definidas directamente por Φ, o sea que su rango de variación no está entre 0 y 2.16.

Para describir estos aspectos asociados concretos se deben usar las llamadas funciones asociadas: $r_q(\Phi)$ y $r_q(\Phi)^{-1}$, las cuales, a pesar de ser diferentes la una de la otra, están muy relacionadas sin embargo con la Ecuación (17), pues involucran los rangos tanto de $\Phi(t)$ (de 0 a 2.16) como de la razón $\sigma t/t$ (Fischer, 1967; French, 2007). El comportamiento aproximado de estas funciones se establece heurística, de tal manera que su forma sea suave, cubriendo ciertos puntos notables, modelada mediante polinomios. Al nivel actual del desarrollo científico, en el que hay muchas lagunas en el método deductivo para establecer fórmulas totalmente racionales, este tipo de aproximación es totalmente válido, y por lo general se valida por la coincidencia con los resultados experimentales.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Primera función auxiliar, $r_q(\Phi)$

La primera función aproximada se define polinónicamente de la siguiente manera, teniendo como rango de la abscisa a $0 < \Phi < 2.16$, y el rango de la ordenada $1.0 < (t/\sigma_x) < 4\sqrt{2\pi}$:

$$r_q(\Phi) \approx 1.0094\Phi^2 - 0.018\Phi + 0.9921 \quad (23)$$

Esta función representa convenientemente aquellos eventos físicos que son *significativamente diferentes* al inicio del proceso (ingreso súbito del soluto al flujo), pero que se van igualando a medida que avanza el tiempo (y la distancia) en la dinámica de los trazadores, como por ejemplo la asimetría inicial de la curva del trazador, la cual va disminuyendo a medida que aumenta el tiempo.

El ajuste de esta curva se hace utilizando la Ecuación (17) para valores notables de Φ, hallados experimentalmente, por decir $r_q(\Phi \approx 1.0) \approx 2.0$, $rq(\Phi \approx 2.0) \approx 5.0$ y $r_q(\Phi \approx 2.16) \approx 5.66$, como se ve en la Figura 6.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

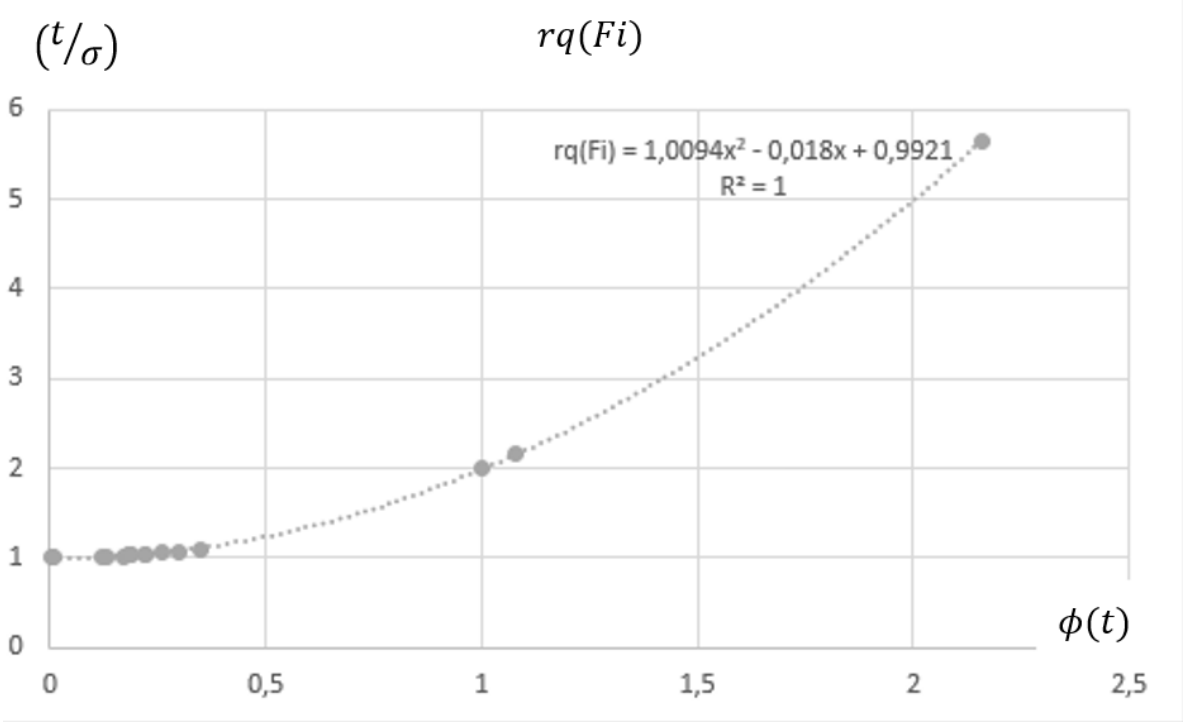


Figura 6. Definición aproximada de la función auxiliar $r_q(\Phi)$.

Cálculo de la razón del tiempo del centroide al tiempo del pico del trazador por $r_q(\Phi)$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una aplicación directa de esta primera función auxiliar es la razón de los tiempos del centroide y del pico, los cuales son muy asimétricos al principio de la dinámica del trazador:

$$r_{q(\Phi)} \approx \frac{t_s}{t_p} \quad (24)$$

Segunda función auxiliar, $r_q\,(\Phi)^{-1}$

Existe también una función inversa, $r_q(\Phi)^{-1}$, que representa, por el contrario, los fenómenos que son significativamente similares al principio, pero diferentes al final, como las varianzas espaciales en *X* y en *Y*, las cuales son prácticamente iguales al principio, $\sigma x \approx \sigma y$, pero van siendo desiguales a medida que aumenta el tiempo, $\sigma x > \sigma y$. Este cálculo es muy importante, pues describe la evolución transversal de la pluma de trazador.

La definición polinómica aproximada de esta segunda función es:

$$r_q\,(\Phi)^{-1} \approx 1.1403\Phi^2 - 4.6203\Phi + 5.66 \quad (25)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El comportamiento de estas dos funciones tienen como dominio de la variable independiente (Φ) un dominio que va desde *0 hasta 2.16*, que son sus valores extremos, mientras la ordenada cubre un rango desde *0 hasta* $5.66 \approx 4\sqrt{2}$, donde se considera una cobertura total del área de la curva Gaussiana como multiplicador de σ_t. Esto se ve en la Figura 7.

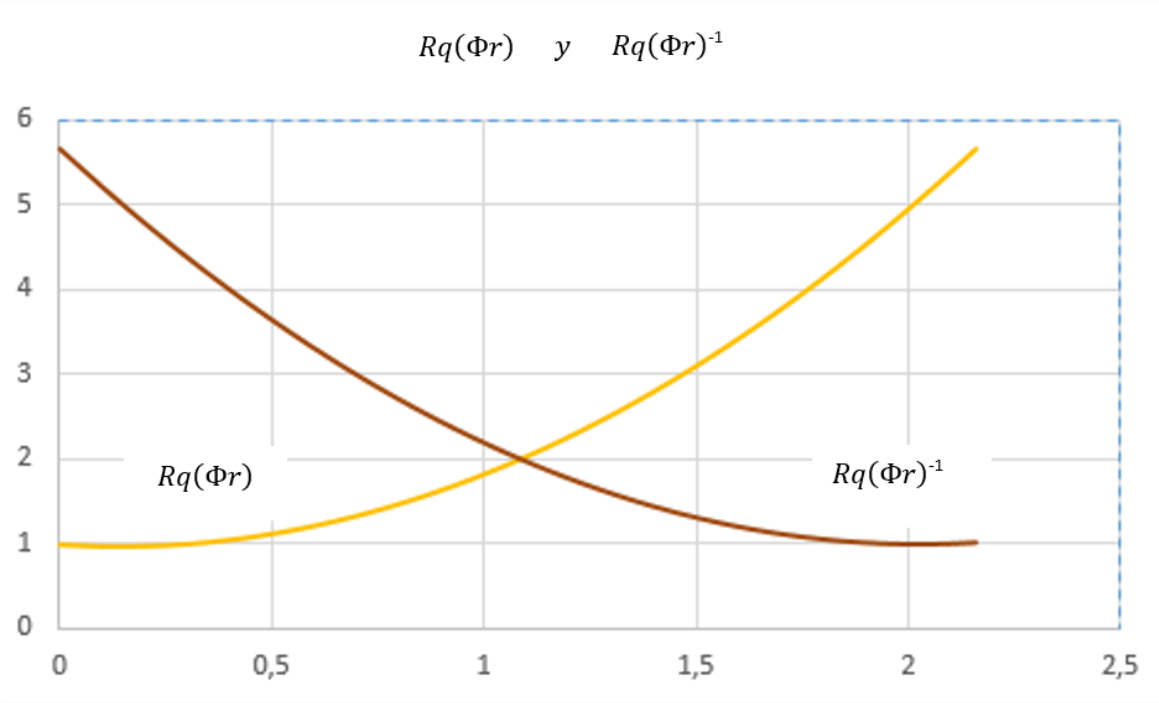


Figura 7. Curvas de $rq(\Phi)$ y $rq(\Phi)^{-1}$.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cálculo de la razón, las varianzas espaciales del trazador por $rq(\Phi)^{-1}$

Como ya se dijo, la razón de las *desviaciones típicas* en *X e Y* se puede calcular también por la segunda fórmula en función de $\Phi(t)$:

$$r_q\ (\Phi)^{-1} \approx \frac{\sigma x}{\sigma y} \qquad (26)$$

Si se piensa que si $\Phi(t)$ rige la evolución del trazador a lo largo (es decir, lo que pasa en el eje *X* con respecto a las concentraciones de partículas), pues *también debe guiar lo que ocurra en el eje transversal*, ya que su variación corresponde a un único fenómeno termodinámico (que describe la variación de todos los grados de libertad del proceso).

Por lo tanto, $r_q(\Phi)^{-1}$ relaciona el "alargamiento de la pluma de trazador" a lo largo del flujo, pero también su "ensanchamiento" en el eje *Y*.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Relación entre la razón de varianzas y la razón de coeficientes de transporte

De acuerdo con la relación cuadrática entre varianzas y coeficientes de transporte, Ecuación (26), se puede escribir que:

$$\frac{\sigma x}{\sigma y} = \sqrt{\frac{E}{\varepsilon y}} \tag{27}$$

Aquí E es el coeficiente longitudinal de dispersión y εy es el *coeficiente transversal de difusión.* Por lo tanto, se puede escribir finalmente:

$$rq(\Phi)^{-1} \approx \sqrt{\frac{E}{\varepsilon y}} \tag{28}$$

Así:

$$\varepsilon y \approx \frac{E}{(rq(\Phi)^{-1})^2} \tag{29}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Verificación del rango de aplicación

Es interesante referir la fórmula anterior a los posibles resultados equivalentes dados por fórmulas semiempíricas clásicas aproximadas, en particular las de Elder y Fischer (Elder, 1959; Fischer, 1967; Fisher, 1968):

En cuanto a la ecuación de Elder, este investigador propuso dos fórmulas (muy conocidas) para E y εy:

$$E \approx 5.93h\sqrt{hgS} \tag{30}$$

Y:

$$\varepsilon y \approx 0.23h\sqrt{hgS} \tag{31}$$

Aquí h es la profundidad media; g, la aceleración de la gravedad, y S es la pendiente de la línea de energía (suponiendo flujo uniforme). Ahora, si se divide la Ecuación (30) por la Ecuación (31) y simplificando, se tiene:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\frac{E}{\varepsilon y} \approx 25.8 \tag{32}$$

Por su parte, Fischer acotó que un valor más realista para la definición de εy, Ecuación (31), sería cambiando el factor *0.23* por *0.6*, por lo que se puede escribir finalmente:

$$\frac{E}{\varepsilon y} \approx 9.9 \tag{33}$$

Cálculo del coeficiente longitudinal de dispersión *E*

Por otro lado, hay que saber cuál es el valor para el coeficiente longitudinal, E, con base en la función de estado $\Phi(t)$; se calcula mediante la Ecuación (21):

$$E = \frac{\Phi^2 * U^2 * 0.214 * tp}{2} \tag{34}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cálculo del coeficiente transversal de difusión εy

Para estimar este coeficiente de transporte se parte de la definición de la distribución lateral del trazador (a lo ancho), en la que aparece dicho parámetro, considerando una inyección súbita del trazador en el centro del flujo. La forma analítica de dicha distribución es como sigue:

$$Cy(t) = Cp * e^{-\frac{(y-\frac{W}{2})^2}{4*\varepsilon y*t}} \quad (35)$$

Si en esta descarga $Y = 0$, entonces el pico de la distribución aparece en el centro, o sea en $Y = W / 2$, y que, por el principio de continuidad, la concentración pico, Cp es también la que vale para la distribución longitudinal. Este comportamiento se ve en la Figura 8.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

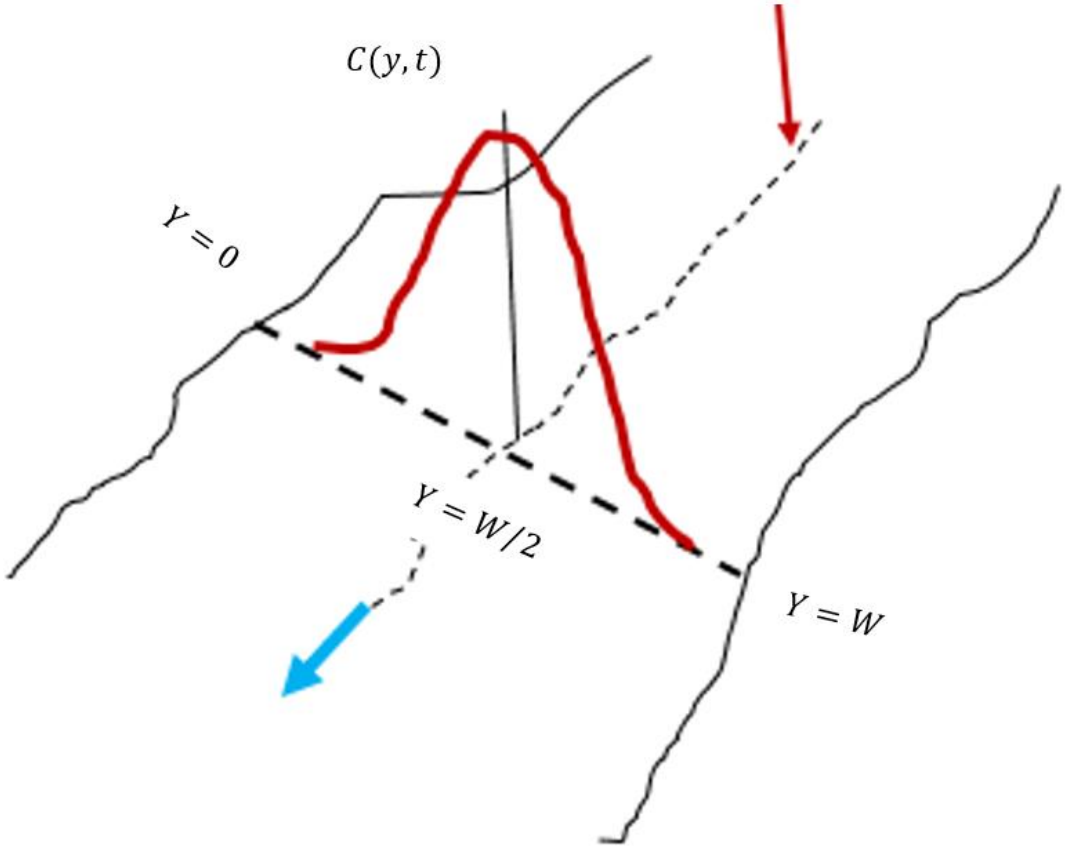


Figura 8. Distribución lateral (a lo ancho) del trazador.

$$\varepsilon y \approx \frac{(Y-\frac{W}{2})^2}{4*t*Ln\left\|\frac{Cy}{Cp}\right\|} \quad (36)$$

Entonces, para $y = 0$, y para $t = tp$ se tiene:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\varepsilon y = Cte * \frac{W^2}{tp} \quad (37)$$

Si la inyección se hace en el centro, *Cte* ~ 0.1 y si se hace en la orilla, entonces *Cte* ~ 0.4 (Yotsukura & Cobb, 1972). Ahora, este valor de la literatura técnica entonces se puede comparar con lo que se calcule de las ecuaciones nuevas (36) y (37).

Casos prácticos de aplicación de $r_q(\Phi)$ y $r_q(\Phi)^{-1}$

Un primer ejemplo de aplicación de esta primera función es la descripción de la evolución del tiempo del centroide sobre el tiempo del pico. La definición para t_s, el tiempo del centroide, se hace a partir de rutinas estadísticas aplicadas a la curva Fickiana del trazador (Chapra, 2008):

$$ts \approx \frac{\sum_1^j tj * Cj * (\Delta tj)}{\sum_1^j Cj * \Delta tj} \quad (38)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La interpretación intuitiva del tiempo del centroide tiene que ver con la asimetría de la curva de trazador, vista por un observador en la orilla, y corresponde matemáticamente al centro de masa desviado (del tiempo del pico) por el sesgo.

Por lo tanto, usando la definición de $r_q(\Phi)$ en esta primera razón sería entonces:

$$r_q(\Phi) \approx \frac{ts}{tp} \tag{39}$$

Nótese que $t_s > t_p$ en los primeros instantes, cuando la curva es muy asimétrica, característica que se va atenuando en la medida en que pasa el tiempo, llega a ser casi simétrica en las etapas posteriores de la dinámica de la pluma.

Para verificar su funcionamiento se evaluó en la quebrada "La Vieja" en la ciudad de Bogotá, Colombia, utilizando tanto un trazador fluorimétrico (RWT), como un trazador iónico (NaCl).

Esta quebrada es un curso de agua de montaña en los cerros orientales de la capital colombiana. Para la evaluación de la función se realizaron mediciones con trazadores iónico y fluorescente a una distancia de X = 23.5 m; el ancho medio para el punto de medición fue de 1.4 m. En la Figura 9 se muestra el uso del equipo de medición de trazador FLUVIA F1 operando en tiempo real sobre la quebrada "La Vieja".

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



Figura 9. Medición de trazador en la quebrada "La Vieja".

Para el experimento con rodamina WT, la Figura 10 muestra la curva experimental (naranja) con el modelo teórico sobrepuesto (verde). Los datos apropiados son $M = 0.1$ g; $Q \approx 13.5$ l/s, tiempo de inyección; $t_g \approx 22.0$ s, tiempo del pico (desde la inyección); $t_p \approx 127.0$ s, concentración de base del flujo; $Co \approx 0$ (no hay concentración de fondo),

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$\Phi \approx 0.70$. El modelo se construye con la Ecuación (22), verificándose que hay una buena convergencia con el dato experimental.

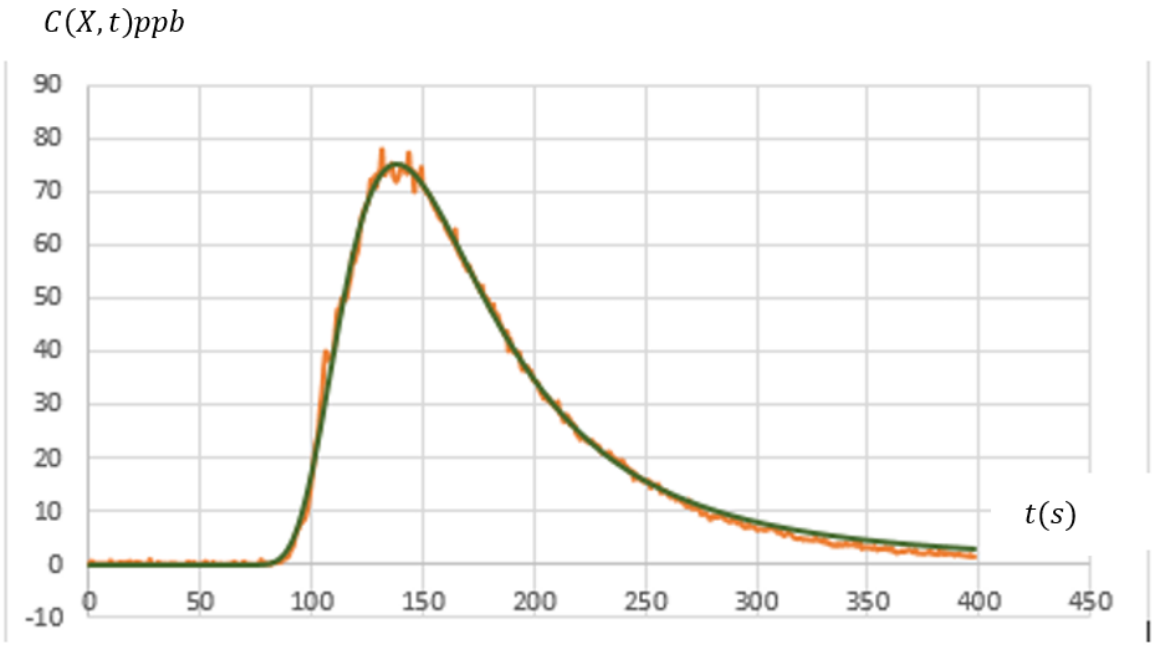


Figura 10. Curva experimental y modelo de la medición de trazador fluorescente en la quebrada "La Vieja".

Para el t_s (teórico) mediante la Ecuación (23), da de la siguiente manera, teniendo en cuenta que $\Phi \approx 0.70$:

$$rq(\Phi \approx 0.70) \approx 1.0094 * 0.70^2 - 0.018 * 0.7 + 0.9921 \approx 1.474 \quad (40)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por lo tanto, si $t_p \approx 127.0$ s, usando la Ecuación (39), se calcula t_s (teórico):

$$ts\ (teorico) \approx rq(0.70) * tp \approx 1.474 * 127.0 \approx 187.2\ s \quad (41)$$

El cálculo del t_s (experimental) se hace mediante la ecuación estadística (38) obteniendo:

$$ts \approx \frac{\sum_1^j tj*Cj*(\Delta tj)}{\sum_1^j Cj*\Delta tj} \approx 176.0\ s. \quad (42)$$

Este resultado implica un error relativo entre los dos valores del 6 %, error aceptable, debido básicamente al truncamiento de la curva al extremo derecho.

En cuanto al coeficiente *E* con los datos específicos, usando la Ecuación (34) se calcula:

$$E \approx \frac{U^2 * \Phi^2 * 0.215 * tp}{2} \approx \frac{0.185^2 * 0.70^2 * 0.215 * 127}{2} \approx 0.229\ m^2/s \quad (43)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para la función de estado $\Phi \approx 0.70$ se tiene que la relación inversa vale:

$$rq\ (\Phi \approx 0.70)^{-1} \approx 2.99 \tag{44}$$

Por lo tanto:

$$2.99 \approx \frac{\sigma x}{\sigma y} \approx \sqrt{\frac{E}{\varepsilon y}} \tag{45}$$

Entonces:

$$\frac{E}{\varepsilon y} = 2.99^2 \approx 8.94 \tag{46}$$

De acuerdo con lo anterior:

$$\varepsilon y = \frac{0.229}{8.94} \approx 0.0256\ \mathrm{m^2/s} \tag{47}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Entonces, este valor de εy y el valor de E, que cumplen aproximadamente (al 10 %) con la relación de Fischer modificada, Ecuación (33), se pueden considerar validados.

Ahora se desarrollará el ensayo con NaCl (sal), el cual en la Figura 11 se muestra la curva experimental de trazador (curva azul) con el modelo teórico sobrepuesto (curva roja). El modelo se construye con la Ecuación (10), teniendo en cuenta los siguientes datos: $\varphi \approx 0.67$, $Q \approx 24.0$ l/s $tp \approx 110$ s (tomada desde el momento de la inyección, $tg \approx 10.0$ s). La concentración salina base del cauce $Co \approx 67.0$ mg/l.

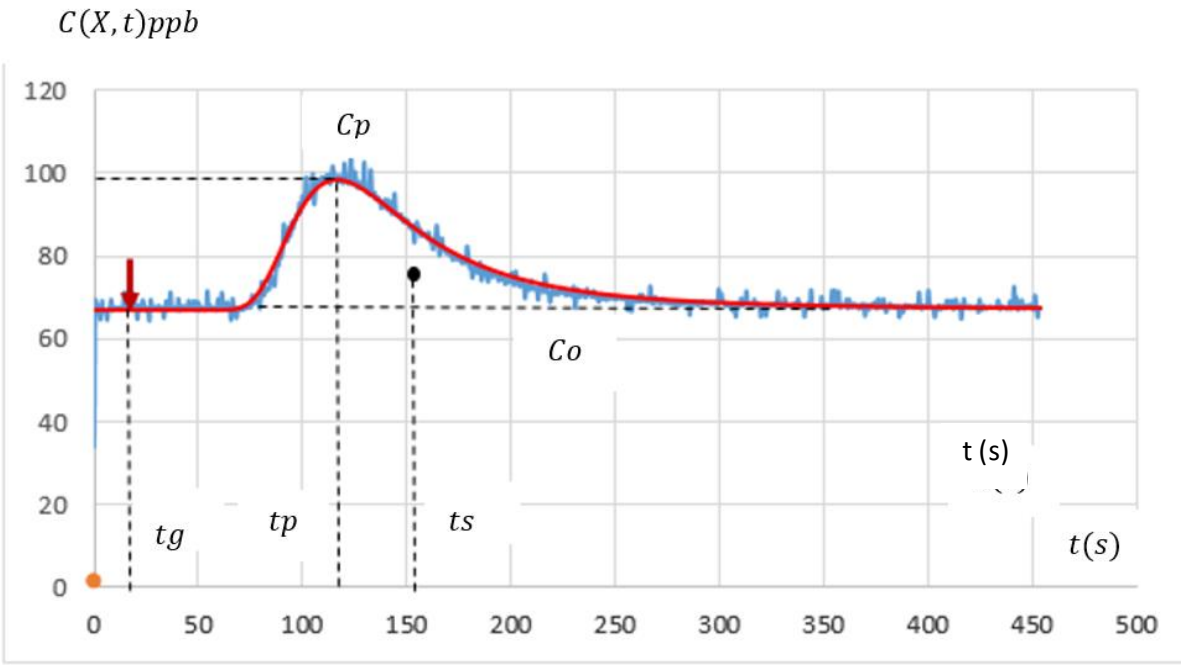


Figura 11. Curva experimental y modelo de la medición de trazador en la quebrada "La Vieja".

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Al emplear la Ecuación (42) de la siguiente manera, teniendo en cuenta tanto la concentración base *Co* ≈ 67.0 mg/l como el tiempo de inyección, se obtiene:

$$ts \approx \frac{\sum_1^j tj*Cj*(\Delta tj)}{\sum_1^j Cj*\Delta tj} \approx \frac{444421.7}{2867.5} \approx 155.0\ seg. \quad (48)$$

Ahora, el cálculo teórico con $\Phi \approx 0.67$ resulta:

$$rq(\Phi \approx 0.67) \approx 1.0094 * 0.67^2 - 0.018 * 0.67 + 0.9921 \approx 1.394 \quad (49)$$

Por lo tanto, si el tiempo del pico es *tp* ≈ 110.0 s, el tiempo del centroide será:

$$ts \approx rq(\Phi \approx 0.67) * tp \approx 1.394 * 110 \approx 153.3\ s \quad (50)$$

En relación con el tiempo del centroide, *ts*, medido, el calculado tiene un error de sólo el 1 %.

El cálculo del coeficiente *E* con los datos con NaCl fueron:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$E \approx \frac{U^2 * \Phi^2 * 0.215 * tp}{2} \approx \frac{0.2^2 * 0.67^2 * 0.215 * 110}{2} \approx 0.232\ m^2/s \quad (51)$$

Con la función de estado $\Phi \approx 0.67$ se tiene una relación inversa de:

$$rq\ (\Phi \approx 0.70)^{-1} \approx 3.07 \quad (52)$$

Entonces:

$$\frac{E}{\varepsilon y} = 3.07^2 \approx 9.46 \quad (53)$$

Por lo tanto:

$$\varepsilon y = \frac{0.232}{9.46} \approx 0.0245\ \mathrm{m^2/s} \quad (54)$$

Nuevamente estos dos coeficientes (εy y E) cumplen muy bien con la relación de Fischer, Ecuación (33).

Análisis de resultados

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Del conjunto de datos calculados en los ejercicios anteriores, se puede comprobar que los valores de la nueva metodología corresponden bien con los obtenidos de las ecuaciones clásicas (Fischer), con porcentajes de error relativo que van desde el 1.0 % hasta el 10.0 %, rango aceptable en la hidrometría; por lo tanto, se puede considerar que los desarrollos presentados se adecuan bien al examen crítico del experimento.

El método presentado en este artículo se fundamenta en argumentaciones termodinámicas, las que, a diferencia de los procedimientos clásicos, que son o empíricos o estadísticos en su mayor parte, permiten proponer a los especialistas unas versiones diferentes de los estudios de calidad de agua, facilitando análisis comparados, que tanta falta hacen en ciertas disciplinas de la hidrodinámica.

Las ventajas de tal situación son innegables, pues de esta forma se soslaya el uso de datos tomados de tablas en la literatura técnica, que muchas veces son informaciones con validez limitada, pues por lo general corresponden a ecuaciones clásicas que, aplicadas a condiciones muy específicas, pierden una generalidad siempre deseable en los cálculos de ingeniería. Por el contrario, el desarrollo y uso de una función de estado (potencial termodinámico), como es $\Phi(U, E, t)$, aporta una universalidad que llena este vacío.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

Es notoria la importancia que presenta la función de estado para el análisis de trazadores y su aplicación en los análisis de calidad del agua y la hidrodinámica del flujo, ya que el "estado del arte" ha avanzado más bien poco a nivel del entendimiento de los fenómenos básicos que explican los procesos dispersivos. Esto se puede entender si se observa que la investigación básica en el tema se ha limitado a modelar los aspectos exclusivamente dinámicos de los mismos, dejando a un lado los aspectos termodinámicos, los cuales aportan una serie de informaciones muy importantes, que ayudan a esclarecer la complejidad de este fenómeno.

Lo primero que dilucida este artículo es la existencia objetiva de una "función de estado" que describe la evolución de la nube de trazador, pudiendo verse que es también un potencial termodinámico en la región lineal de la termodinámica irreversible. Por lo tanto, esta función permite dilucidar cómo se pierden los grados de libertad de interés para el estudioso de los procesos de contaminación fluvial.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 425-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-09

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otro lado, la formulación y el desarrollo de dos funciones complementarias aportan al entendimiento y desarrollo del análisis de trazadores en cuerpos de agua. Estas dos nuevas funciones son útiles para calcular analíticamente razones de parámetros asociados con la dinámica del trazador. La primera $rq(\Phi)$ es útil para describir la evolución de parámetros que son muy desiguales al comienzo de la evolución y que luego se van igualando, por ejemplo, el tiempo del centroide al tiempo del pico; la segunda $rq(\Phi)^{-1}$ es útil para describir la evolución de parámetros que son muy similares al comienzo, y luego van divergiendo, por ejemplo, las varianzas longitudinal y transversal.

Los resultados obtenidos con estas nuevas fórmulas aplicadas de forma experimental (realizados con equipos de trazadores FLUVIA en tiempo real) sobre la quebrada "La Vieja" muestran que sus resultados son bastante similares a las fórmulas del estado del arte, evidenciando que la fundamentación de estas relaciones es correcta.

Estas fórmulas analíticas nuevas pueden ser aplicadas con gran ventaja en numerosos casos en los que se requiere tener datos adicionales a los puramente experimentales facilitando su cálculo.

Referencias

Abrahams, A. D. (1968). Distinguishing between the concepts of steady state and dynamic equilibrium in geomorphology. *Earth Science Journal*, 2(2), 160-166.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Camacho, L. A., & Cantor, M. M. (2006). Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña Colombiano. *Avances en Recursos Hidráulicos*, 0(14).

Camacho, L. A., & González, R. A. (2008). Calibration and predictive ability analysis of longitudinal solute transport models in mountain streams. *Environmental Fluid Mechanics*, 8(5), 597.

Chapra, S. C. (2008). Surface Water-Quality Modeling. Long Grove, USA: Waveland Press Inc.

Constaín, A. J. (2013a). A thermodynamic view of tracer plume evolution: Complete mixing condition evaluation. *EPJ Web of Conferences*, 50, 03001.

Constaín, A. J. (2013b). Interpretación de los parámetros de la metodología "ADZ" por un procedimiento de advección-dispersión con el coeficiente de transporte función del tiempo. *Revista Digital del Cedex*, 172, 3-14.

Constaín, A. J. (2012). Definición y análisis de una función de evolución de solutos dispersivos en flujos naturales. *Dyna*, 175, 173-181.

Constaín, A. J., Peña-Olarte, G. A., & Peña-Guzmán, C. (2019a). Determination of the factors of variation of mean velocity in natural channels at steady state. *Dyna*, 86(210), 240-246.

Constaín, A. J., Peña-Guzmán, C., & Mesa, D. (2019b). Determination of hydraulic features in Colombian rivers by tracer analysis.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

International Journal of Hydrology Science and Technology, 9(5), 457-473.

Constaín, A. J., Villa, P., & Bastidas, G. A. (2013). Nuevo método para determinar la longitud de mezcla en flujos turbulentos. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(4), 63-76.

Constaín, A. J., & Lemos, R. (2011). Una ecuación de la velocidad media del flujo en régimen no uniforme, su relación con el fenómeno de dispersión como función del tiempo y su aplicación a los estudios de calidad de agua. *Ingeniería Civil*, 164, 114-135.

Cushman-Roisin, B. (2008). Beyond eddy diffusivity: An alternative model for turbulent dispersion. *Environmental Fluid Mechanics*, 8(5-6), 543-549.

Elder, J. W. (1959). The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 5(04), 544-560.

Engelhardt, I., Piepenbrink, M., Trauth, N., Stadler, S., Kludt, C., Schulz, M., Schüth, C., & Ternes, T. A. (2011). Comparison of tracer methods to quantify hydrodynamic exchange within the hyporheic zone. *Journal of Hydrology*, 400(1), 255-266.

Fischer, H. B. (1967). The mechanics of dispersion in natural streams. *Journal of the Hydraulics Division*, 93(6), 187-216.

Fisher, H. B. (1968). Dispersion predictions in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 94(5), 927-944.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

French, R. H. (2007). *Open channel hydraulics*. Colorado, USA: Water Resources Publications, LLC.

Harvey, J. W., Wagner, B. J., & Bencala, K. E. (1996). Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange. *Water Resources Research*, 32(8), 2441-2451.

Jin, H.-S., White, D. S., Ramsey, J. B., & Kipphut, G. W. (2012). Mixed tracer injection method to measure reaeration coefficients in small streams. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(8), 5297-5306.

Kondepudi, D. K., & Prigogine, I. (2005). *Modern thermodynamics*. Hoboken, USA: Wiley.

Leopold, L. B., & Langbein, W. B. (1962). *The concept of entropy in landscape evolution*. Washington, DC, USA: US Government Printing Office.

Mises, R. (1981). *Probability, statistics, and truth*. Chelmsford, USA: Courier Corporation.

Nicolis, G., & Prigogine, I. (1989). *Exploring complexity: An introduction*. New York, USA: W. H. Freeman.

Pogliani, L., & Berberan-Santos, M. N. (2000). Constantin Carathéodory and the axiomatic thermodynamics. *Journal of Mathematical Chemistry*, 28(1), 313-324.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Punt, A. G., Millward, G. E., & Harris, J. R. W. (2003). Modelling solute transport in the Tweed Estuary, UK using ECoS. *Science of the Total Environment*, 314-316, 715-725.

Rogowski, P., Merrifield, S., Ding, L., Terrill, E., & Gesiriech, G. (2019). Robotic mapping of mixing and dispersion of augmented surface water in a drought frequent reservoir. *Limnology and Oceanography: Methods*, 17(9), 475-489.

Simonenko, S. (2006). *Non-equilibrium statistical thermodynamics of turbulence*. London, UK: Nauka.

Stewart, I. (1997). *Does God play Dice?: The new mathematics of chaos*. London, UK: Penguin UK.

Tazioli, A. (2011). Experimental methods for river discharge measurements: Comparison among tracers and current meter. *Hydrological Sciences Journal*, 56(7), 1314-1324.

Teuling, A. J., Andel, S. J. V., Troch, P. A., & Hoitink, A. J. F. (2006). Entropy and river meander planform. *Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics - River Flow 2006*, 1137-1146.

Yotsukura, N., & Cobb, E. D. (1972). Transverse diffusion of solutes in natural streams. Washington, DC, USA: U.S. Government Printing Office.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

Notas

Remoción de cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa modificada del grano de arroz (*Oriza sativa* L.)

Chromium (VI) removal in aqueous solution by the modified biomass of rice grain (*Oriza sativa* L.)

Adriana S. Rodríguez-Pérez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6570-6579

Nancy C. Pacheco-Castillo[2]

Juana Tovar-Oviedo[3]

Víctor M. Martínez-Juárez[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7426-6835

Ismael Acosta-Rodríguez[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8620-2727

Alejandra Muñoz-Morales[6]

Juan F. Cárdenas-González[7], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3502-5959

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[1]Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Media-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Rioverde, México, sarai.rodriguez@uaslp.mx

[2]Facultad de Ciencias Químicas-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, nancy.cecilia.pc@gmail.com

[3]Facultad de Ciencias Químicas-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, jtoviedo@uaslp.mx

[4]Instituto de Ciencias Agropecuarias-Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca de Soto, México, victormj@uaeh.edu.mx

[5]Facultad de Ciencias Químicas-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, iacosta@uaslp.mx

[6]Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Media-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Rioverde, México, alejandra.munoz@uaslp.mx

[7]Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Media-Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Rioverde, México, juan.cardenas@uaslp.mx

Autor para correspondencia: Juan Cárdenas, juan.cardenas@uaslp.mx

Resumen

Se estudió la capacidad de remoción de cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa modificada del grano de arroz, utilizando el método colorimétrico de la difenilcarbazida, para evaluar la concentración del

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

metal. Se evaluó la bioadsorción a diferentes pH´s (1, 2, 3 y 4) a diferentes tiempos. También se estudió el efecto de la temperatura en el intervalo de 28 a 60 °C y la remoción a diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI) de 200 a 1 000 mg/l. La mayor remoción del metal fue a los ocho días, con un 100 y 79 %, para las biomasas modificada y no modificada, respectivamente, con un pH de 1.0, 28 °C y 1 g de biomasa. Con respecto a la temperatura de trabajo, la óptima fue de 60 °C, con un 100 % de remoción a los cinco días, mientras que a las concentraciones de cromo (VI) analizadas, la biomasa natural mostró una buena capacidad de remoción, eliminando 200 mg/l del metal a los 13 días y una temperatura de 28 °C. Además, a mayor concentración de la biomasa, es mayor la remoción del metal, y elimina eficientemente el metal de tierra y aguas residuales contaminadas (71 y 73 %, respectivamente), a los 10 días de incubación con 10 g de biomasa modificada.

Palabras clave: cromo (VI), aguas residuales, arroz, remoción de metales.

Abstract

It was studied the removal capacity of Chromium (VI) in an aqueous solution by the modified biomass of rice grain, using the diphenylcarbazide colorimetric method, to evaluate the metal concentration. The biosorption at different pHs (1, 2, 3, and 4) was

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

evaluated at different times. Too, the effect of temperature in the range of 28 to 60 °C and removal at different initial concentrations of Cr (VI) from 200 to 1 000 mg/L, were studied. The most removal of metal, was eight days, with 100 and 79 %, for both biomasses, modified and not modified, respectively, at 28 °C, pH 1.0, and 1 g of biomass. Concerning the incubation temperature, the highest removal was at 60 °C, with 100 % of removal after five days. Additionally, the biomass concentration does influence the metal removal, and efficiently remove the metal from contaminated earth and wastewater (71 and 73 %, respectively), after 10 days of incubation with 10 g of biomass.

Keywords: chromium (VI), wastewater, rice, metals removal.

Recibido: 04/08/2020

Aceptado: 28/04/2021

Introducción

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El arroz es la semilla de la planta *Oryza sativa*, perteneciente a la familia de las Poáceas (gramíneas), es comestible y constituye la base de la dieta de casi la mitad de la población mundial. Es un cereal considerado como alimento básico en muchas culturas, en especial la cocina asiática, así como en algunas partes de América Latina (Lema, 2018).

Hasta 1988, la república mexicana fue autosuficiente en su producción, pero en el año 2016 se produjo sólo el 21.6 % del consumo nacional, y actualmente se importan alrededor de 930 000 toneladas anuales (Sagarpa, 2017).

Se ha reportado que es uno de los tres cereales que más se consume en el mundo, sobre todo como grano entero, y contribuye de forma muy efectiva al aporte de energía de la dieta humana actual.

El arroz es responsable del aporte calórico de una quinta parte de las calorías consumidas en el mundo por los seres humanos (Babaso & Sharanagouda, 2017); por otro lado, el arroz tiene un bajo contenido proteico (7-9 % en peso seco); el grano es la mayor fuente de proteína en los principales países consumidores de arroz y su calidad proteica es menor a la de la avena, y mejor que la del trigo y maíz (Pinciroli, 2015); su contenido en porcentaje es el siguiente: carbohidratos, 64.3 (el cual es un 80 % de almidón como amilosa y amilopectina); proteínas, 7.3; lípidos, 2.2; cenizas, 1.4; fibra cruda, 0.8 y vitaminas (Pinciroli, 2015).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

También se le han descrito propiedades medicinales como ser hipoalergénico, antidiarreico, antiinflamatorio, laxante, hipolipemiante, ayuda en el tratamiento de la gastritis, diarreas, afecciones cutáneas, contracturas musculares y traumatismos (Pinciroli, 2015; Chakraborty 2020), e incluso se ha reportado que las proteínas del salvado tienen propiedades anticancerígenas (Kawamura & Muramonto, 1993).

Por otra parte, el crecimiento poblacional, la explotación agrícola y el desarrollo industrial han incrementado las fuentes de contaminación ambiental y desechos tóxicos, por lo que muchos contaminantes, como efluentes industriales, plaguicidas y otros productos químicos usados en las diferentes actividades humanas, llegan a tierras, ríos, lagos y mares, provocando daños irreversibles al medio ambiente. Esos daños se traducen en cambios que afectan la calidad de vida y salud de la población debido a las alteraciones inducidas en el aire, suelo, agua, así como en los ambientes urbanos y rurales (Kapahi & Sachdeva, 2019).

Entre los principales contaminantes ambientales se encuentran los metales pesados, cuya presencia debe ser considerada de manera muy importante en alimentos tanto de origen animal como vegetal. Estos metales se pueden acumular en cultivos, a través de su absorción por irrigación con agua contaminada, por las raíces o por deposición de partículas áereas en el follaje (Sarabia-Meléndez, Berber-Mendoza, Reyes-Cárdenas, Sarabia-Meléndez, & Acosta-Rangel, 2018). De estos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

metales, el cromo es precisamente uno de los más tóxicos y de difícil remoción.

Actualmente se ha investigado bastante el uso de una amplia variedad de biomasas lignocelulósicas residuales para la remoción de iones metálicos de aguas contaminadas, entre los que se incluyen cortezas de árboles, residuos de madera, semillas y hojas de diferentes árboles, cáscaras de frutos secos, residuos de cereales y cítricos. Los residuos del arroz han sido muy utilizados en la eliminación de diferentes metales pesados, algunas veces de forma natural y otras químicamente pretratadas para aumentar en gran medida, su capacidad de remoción (Quiñones, Tejada, Arcia, & Ruiz, 2013; Llanos-Páez, Ríos-Navarro, Jaramillo-Páez, & Rodríguez- Herrera, 2016), por ejemplo, la remoción de fenol por carbón activado de cáscara de arroz tratada con hidróxido de sodio (Khan *et al.*, 2017); el porcentaje de eliminación de cromo (III) de efluentes de curtiduría utilizando sílice modificada obtenida de la cáscara de arroz fue del 70 % para el compuesto SRH-NH_2 y del 90 % para el compuesto SRH-triamina (Gutiérrez-Valtierra *et al*., 2019); la absorción de azul de metileno con cascarilla de arroz modificada con ácido fosfórico (Rodríguez, Campos-Rosario, & Pérez-Flores, 2019); la bioadsorción de cadmio (II) por cáscara de arroz tratada químicamente (Hoyos-Sánchez, Córdoba-Pacheco, Rodríguez-Herrera, & Uribe-Kaffure, 2017); la remoción de cromo por cáscara de arroz tratada con formaldehído (Tariq *et al*., 2019); la eliminación de plomo y cadmio por la misma biomasa modificada con nanopartículas de plata (Abbas, Nady, Abd-El-Rahman, &

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ali, 2018), y la adsorción de plomo por carbón activado de cáscara de arroz tratada con carbonato de sodio (Hanum, Bani, & Izdiharo, 2017).

La gran capacidad adsorbente de la cáscara de arroz se atribuye a la naturaleza de sus componentes, principalmente celulosa, hemicelulosa, lignina y algunas proteínas (Chuah, Jumasiah, Azni, Katayon, & Thomas-Choong, 2005), y a la presencia de altos contenidos de lignina (Bansal, Garg, Singh, & Garg, 2009). El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad adsorbente del grano de arroz modificado con hidróxido de sodio (semilla, cariopse) en la remoción de cromo (VI) en solución.

Materiales y métodos

Bioadsorbente utilizado

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El biomaterial se obtuvo a partir de grano de arroz comercial obtenido de diferentes tiendas de autoservicio en San Luis Potosí, S.L.P., México. Para la obtención de la biomasa, el grano se lavó 24 horas con EDTA al 10 % (p/v en agua tridesionizada), y después 72 horas con agua tridesionizada en agitación constante, con cambios del agua cada 12 horas. Posteriormente, se mantuvo en contacto por 24 horas con hidróxido de sodio 1 N (este tratamiento produce cambios en la estructura del grano, mejorando las propiedades de accesibilidad de la biomasa); se enjuagó tres veces con la misma agua; se secó a 37 °C durante 24 horas en horno bacteriológico se molió en licuadora, y se guardó en frascos ámbar hasta su uso.

Soluciones de Cr (VI)

Se trabajó con 100 ml de una solución de 50 mg/l de concentración de Cr (VI) obtenida por dilución de una solución patrón de 1.0 g/l preparada en agua tridesionizada a partir de K_2CrO_4. Se ajustó el pH de la dilución a analizar con HNO_3 1 M y/o NaOH 1 M antes de adicionarla al biomaterial.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estudios de remoción

Un gramo de la biomasa del grano de arroz (previamente esterilizada a 15 libras y 120 °C, en matraces Erlenmeyer de 250 ml) se mezcló con 100 ml de una solución de 50 mg/l de Cr (VI) (a pH´s de 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0; temperaturas de 28, 40, 50 y 60 °C, y concentraciones del metal de 200, 400, 600, 800 y 1 000 mg/L) y se mantuvo a una temperatura de 28 °C y 100 rpm, tomando a diferentes tiempos, alícuotas de 5 ml cada una, las cuales se centrifugaron a 3 000 rpm (5 min); al sobrenadante respectivo se le determinó la concentración de Cr (VI) en solución, utilizando el método colorimétrico de la difenilcarbazida (desarrollo de coloración rosa violeta) (Greenberg, Clesceri, & Eaton, 1998). Todos los experimentos se realizaron un mínimo de tres veces y por duplicado.

Ensayos de remediación de suelo y agua contaminados

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A matraces Erlenmeyer de 500 ml conteniendo 180 ml de agua tridesionizada y 10 g de biomasa tratada con suelo no estéril, contaminada con 100 mg de Cr (VI)/g de suelo (ajustado) y 100 ml de agua contaminada con 100 mg de Cr (VI) (ajustado), resuspendiendo el suelo en agua tridesionizada a 28 ºC y 100 rpm, para el otro experimento, se añadió a la mezcla, 190 ml de agua contaminada con 100 mg/l de Cr (VI), obtenidas de una tina de lavado de una cromadora de Celaya, Guanajuato, México, y se mantuvieron a 28 °C con agitación constante (100 rpm), y a diferentes intervalos de tiempo se le determinó la concentración de Cr (VI) en el sobrenadante. Todos los experimentos se realizaron tres veces y por duplicado.

Resultados y discusión

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Se analizó la adsorción de 50 mg/l de cromo (VI) a diferentes tiempos de contacto (0-10 días) y a diferentes valores de pH (1,2,3 y 4), ajustando los experimentos a un modelo unifactorial de efectos fijos. Se encontró que a pH de 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0 se remueve el 100, 92.3, 76.y 56.2 %, respectivamente, del metal a los ocho días con la biomasa modificada; mientras que con la no modificada se elimina un 79, 50.3, 34.4 y 20 % en el mismo tiempo de contacto, a 28 °C y pH de 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0, respectivamente, mostrando los demás datos de adsorción con diferentes pH´s en la Figura 2, con 1.0 g de biomasa (Figura 1 y Figura 2), lo que indica una mayor remoción del metal con la biomasa modificada. Se ha reportado una eficiencia de remoción máxima de 95 % durante tres horas para la remoción de cromo por la cáscara de arroz tratada con formaldehído (Tariq *et al*., 2019); remociones de Cr (VI) superiores al 94 % a un valor de pH 1.0 a las 12 horas de incubación con cascarilla de arroz (Doria-Herrera, Hormaza-Anaguano, & Gallego-Suarez, 2011); remoción de Cr (VI) por residuos de arroz a un pH entre 1.5 y 2.0 y 5 horas de contacto con temperatura controlada (Kumar-Naiya, Singha, & Kumar-Das, 2011); unas eficiencias de remoción de 49.2, 54.5 y 72.8 %, a partir de efluentes industriales para las biomasas de ceniza de cascarilla de arroz, cascarilla de arroz activada con H_3PO_4 y ceniza de cascarilla de arroz activada con NaOH, respectivamente, con un rango de pH entre 0 y 5.0, a las 24 horas de desarrollo (Rodríguez, Salinas, Ríos, & Vargas, 2012); porcentajes de remoción de 71 y 76.5 % para la cáscara de arroz tratada con calor y formaldehido, respectivamente, a un pH de 2.0 y 3

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

horas de desarrollo (Bansal *et al.*, 2009); una eliminación del 99 % de cromo (III) a partir de efluentes de curtiduría utilizando sílice modificada obtenida de la cáscara de arroz, en un rango de pH entre 2.3 y 4.0 en 20 minutos (Gutiérrez-Valtierra *et al*., 2019). El cromo (VI) se encuentra como $HCrO_4^-$, $Cr_2O_7^{2-}$, CrO_4^{2-}, $Cr_4O_{13}^{2-}$, $Cr_3O_{10}^{2-}$ (Rollinson, 1973).

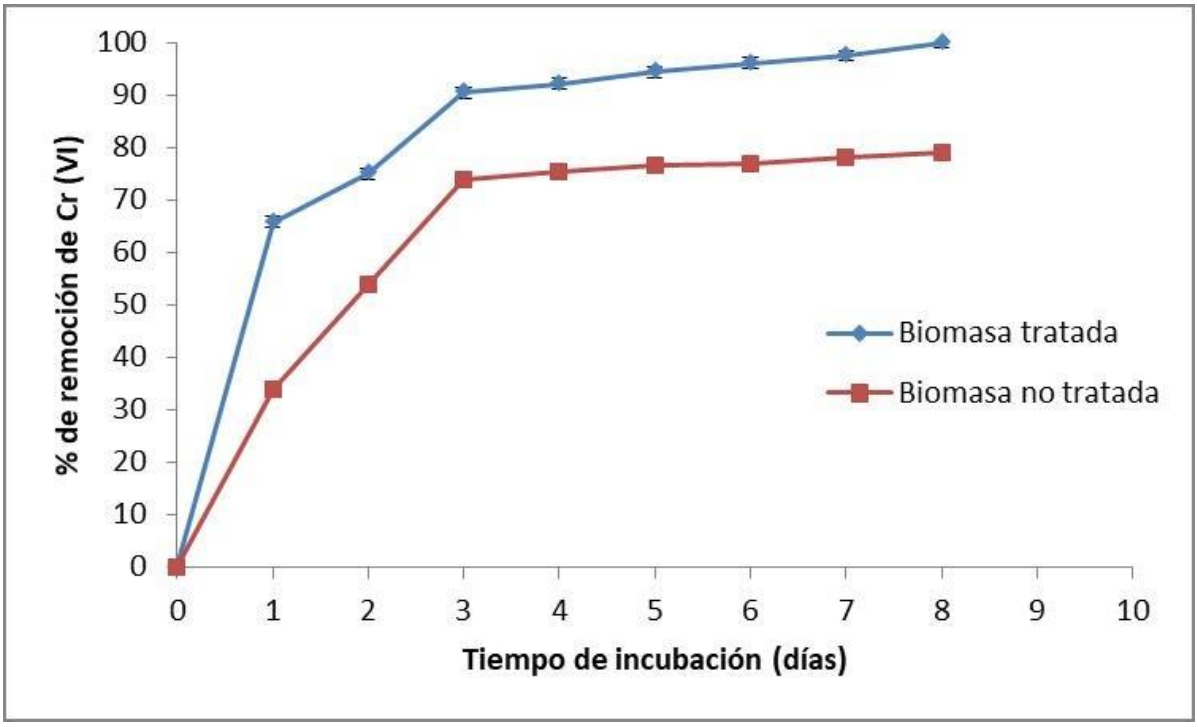


Figura 1. Efecto del tiempo de desarrollo sobre la remoción de cromo. (VI) por la biomasa modificada y no modificada del grano de arroz (1 g de biomasa, 50 mg/l Cr (VI), 28 °C, 100 rpm).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

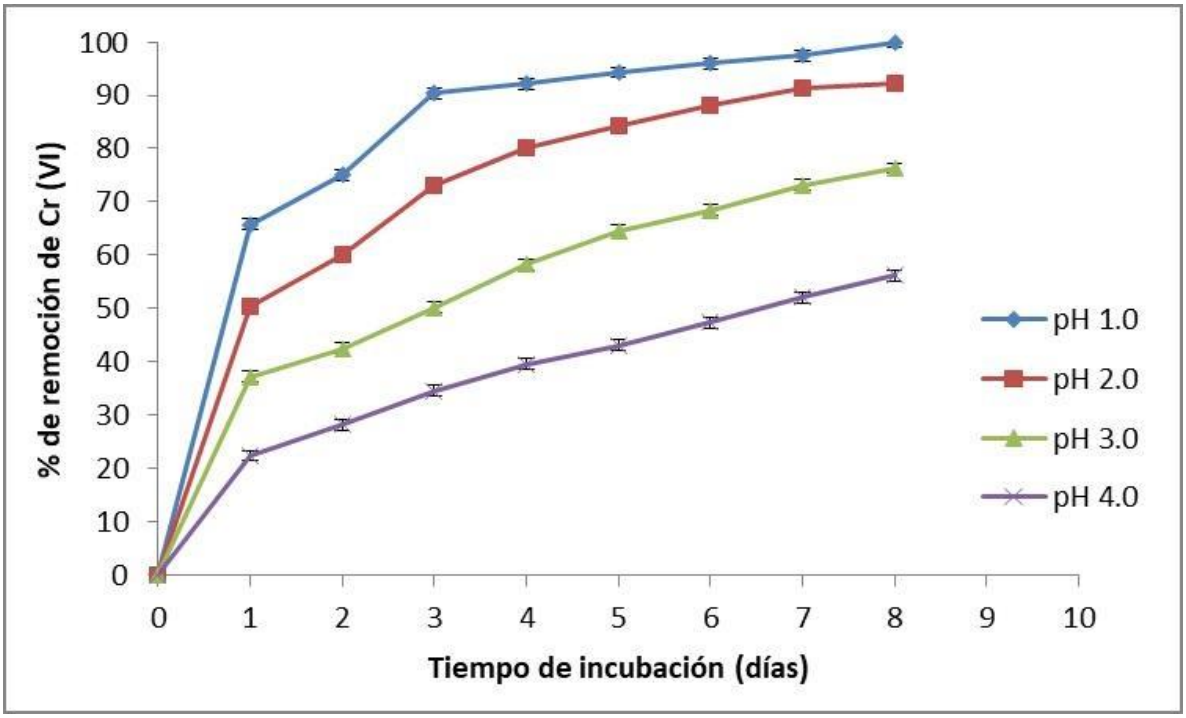


Figura 2. Efecto del tiempo de desarrollo y del pH inicial sobre la remoción de cromo (VI) por la biomasa modificada del grano de arroz (1 g de biomasa, 50 mg/l Cr (VI), 28 °C, 100 rpm).

Una baja en el pH causa la protonación de la superficie del adsorbente, lo que induce una fuerte atracción por los iones Cr (VI) de la solución cargados negativamente, por lo que la adsorción se incrementa al aumentar la acidez de la solución. Sin embargo, cuando el pH aumenta, sube la concentración de iones OH-, induciendo cambios en la superficie del adsorbente, impidiendo la adsorción de los iones cromo (VI) cargados

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

negativamente, lo cual disminuye la adsorción del metal a estos valores de pH (Gutiérrez-Corona, Romo-Rodríguez, Santos-Escobar, Espino-Saldaña, & Hernández-Escoto, 2016).

También se encontró que a mayor temperatura es mayor la adsorción del metal, pues a 60 °C se remueve el 100 % a los cinco días de desarrollo; mientras que a 28 °C el total se remueve hasta los ocho días (Figura 3). Se ha reportado que un incremento en la temperatura de 25 a 45 °C aumenta la remoción del cromo (VI), pues reduce el tiempo de eliminación de 91 a 21 horas, con semilla de guayaba modificada con H_2SO_4 1 N (Ortiz-Gutiérrez, 2014); también aumenta la remoción de cobalto, níquel y derivados de piridina al incrementarse la temperatura, usando como adsorbente cáscara de arroz y cenizas de la misma, respectivamente (Swelam, Awad, Salem, & El-Feky, 2016; Lin & Wang, 2011; Lataye, Mishrab, & Mall, 2009). El incremento en la temperatura aumenta la velocidad de remoción de Cr (VI) y disminuye el tiempo de contacto requerido para la completa remoción del metal por incrementar la velocidad de reacción redox (Wittbrodt & Palmer, 1996).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

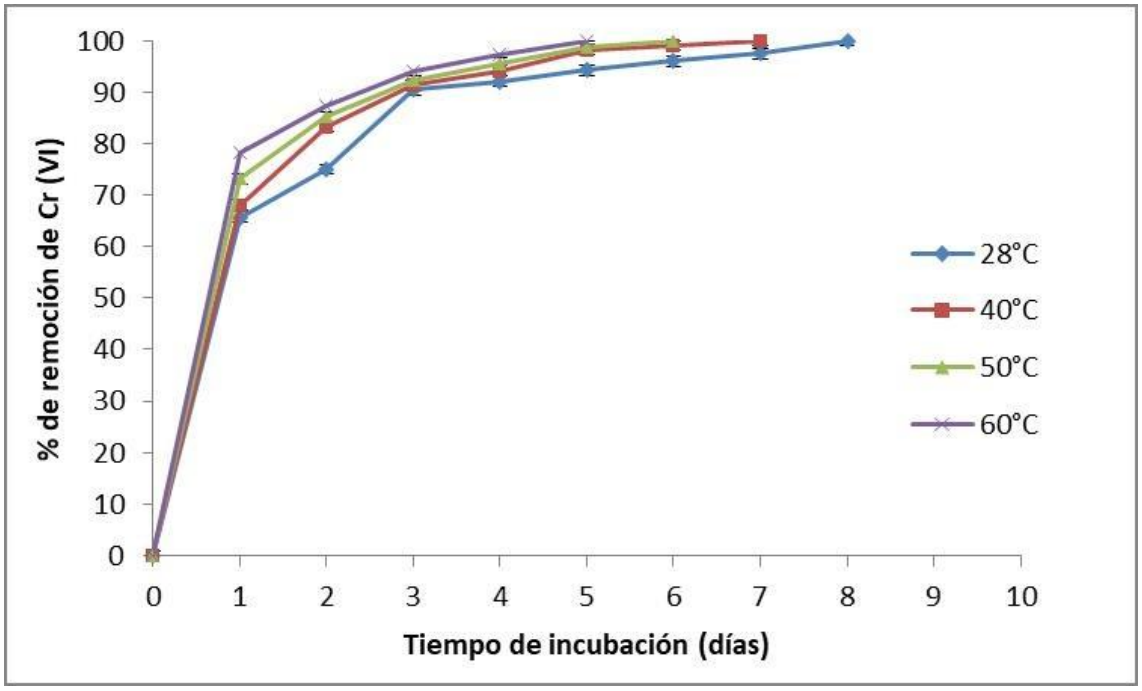


Figura 3. Efecto de la temperatura de desarrollo sobre la remoción de cromo (VI) por la biomasa modificada de grano de arroz (1 g de biomasa, 50 mg/l Cr (VI), pH = 1.0, 100 rpm).

Con respecto al efecto de diferentes concentraciones de cromo (VI) en solución, a un pH de 1.0 +/- 0.2, con 1 g de biomasa, a 28 °C y 100 rpm, se encontró que a mayor concentración del metal es menor la remoción del mismo, pues a los 13 días de desarrollo se remueven totalmente los 200 mg/l, y con 1 000 mg/l se remueve sólo un 55 % del metal en solución a los 15 días (Figura 4a); mientras que a 60 °C, a los nueve días se eliminan 200 mg/l, y con 1 000 mg/l se elimina el 65.4 %

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

a los 15 días de desarrollo (Figura 4b). Estos resultados son similares a los reportados para la remoción de 10 a 70 mg/l de cromo (VI) por la cáscara de arroz tratada con calor y formaldehído (Bansal *et al.*, 2009); para una alta concentración del metal (3 mg/l), el porcentaje de remoción es muy bajo (22 %) a los 180 minutos con cascarilla de arroz (Doria-Herrera *et al*., 2011). Por otro lado, algunos reportes (Batagarawa & Ajibola, 2019) indican que la cantidad de níquel, cromo y manganeso eliminados por algunas biomasas de diferentes fuentes, como arroz crudo, carbonizado, mijo y hojas de maíz como adsorbentes de bajo costo, aumenta en proporción directa con el incremento de la concentración del metal en solución. También, si sube la concentración de cobalto (II) de 117.86 a 825.05 mg/l, aumenta la remoción del mismo con la cáscara de arroz (Swelam *et al*., 2016); de igual manera ocurre para la remoción de 100 a 500 mg/l de níquel (II), zinc (II) y plomo (II) a los 120 minutos por carbón activado de la cáscara de arroz (Taha, Shuib, Shaharun, & Borhan, 2014); sucede lo mismo al usar cenizas de la cáscara de arroz para la remoción de níquel (Lin & Wang, 2011), y para la eliminación de derivados de piridina usando como adsorbente cáscara de arroz y cenizas de la misma (Lataye *et al*., 2009).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

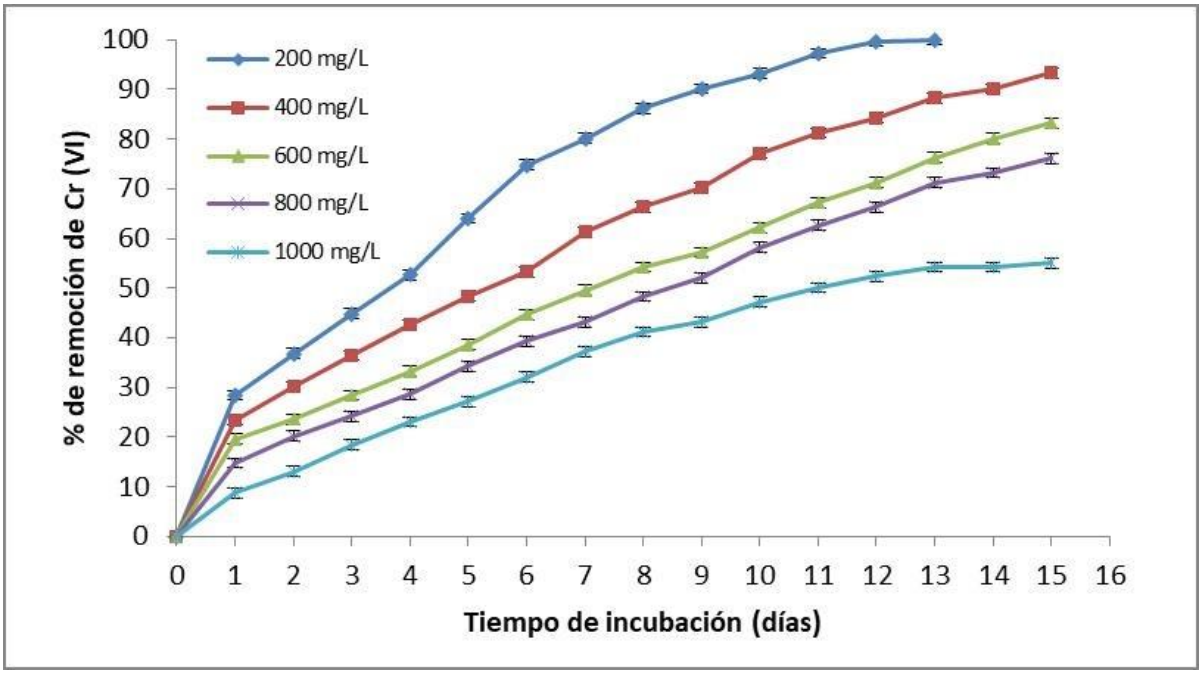


Figura 4a. Efecto de la concentración de cromo (VI) sobre la remoción del mismo (1 g de biomasa, 28 °C, pH = 1.0, 100 rpm).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

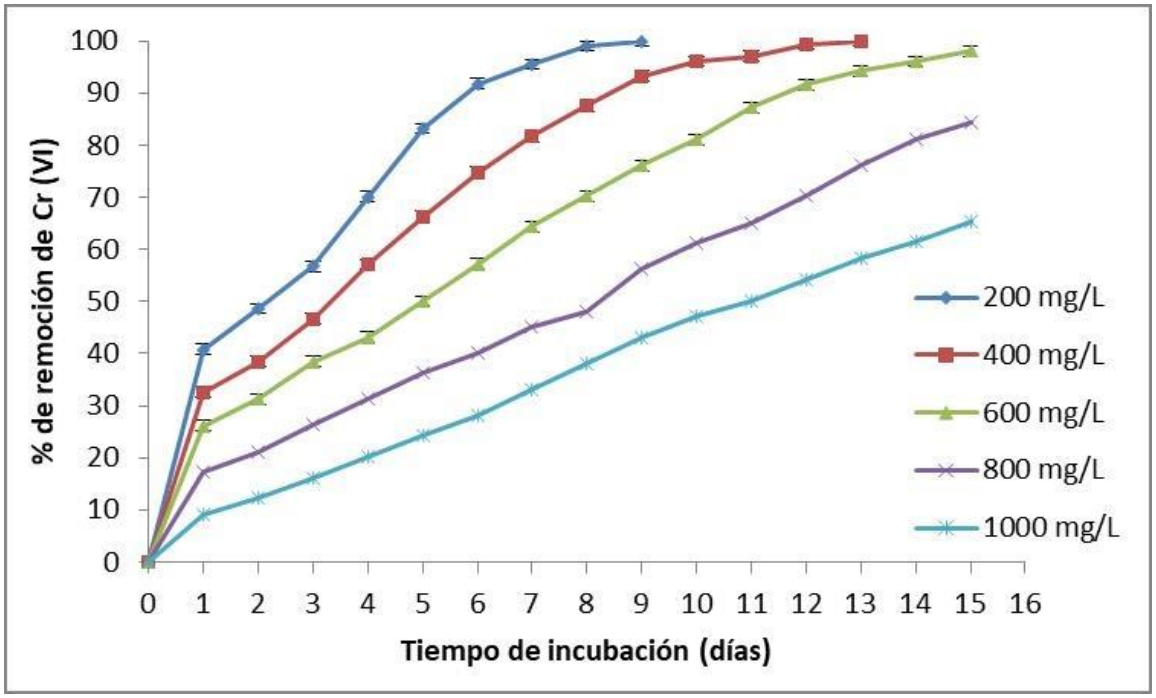


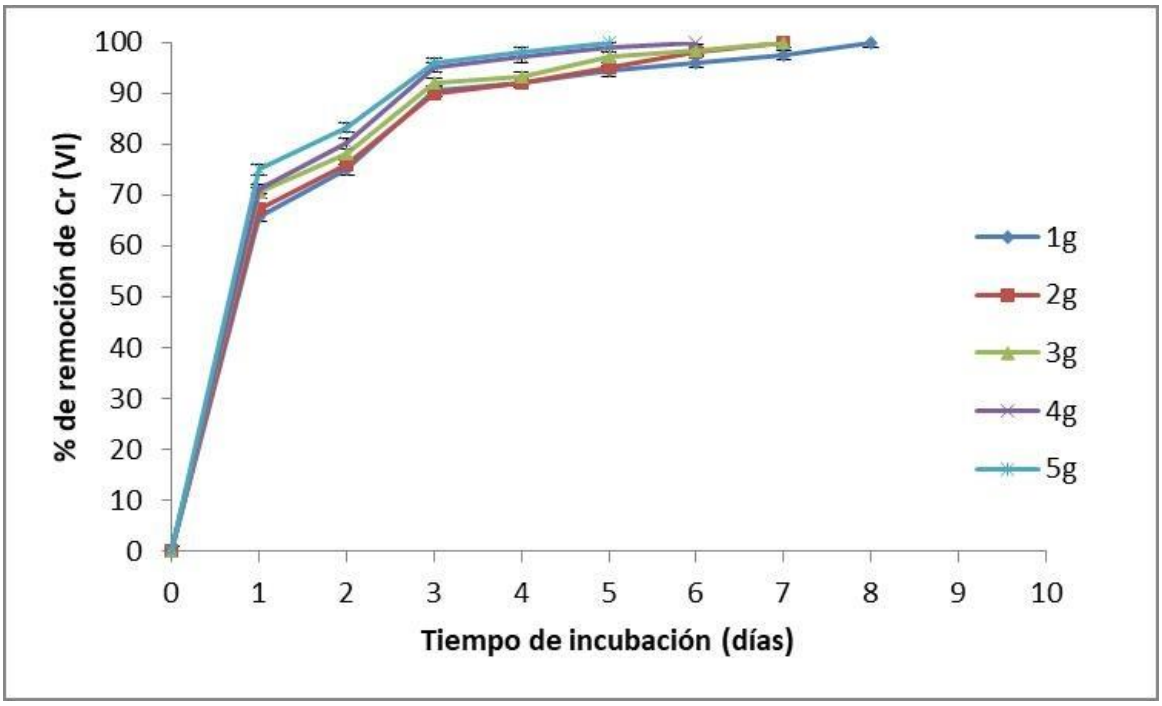
Figura 4b. Efecto de la concentración de cromo (VI) sobre la remoción del mismo (1 g de biomasa, 60 °C, pH = 1.0, 100 rpm).

Por otro lado, a mayor concentración de la biomasa hay mayor remoción del metal en solución (Figura 5), pues hay más sitios de adsorción del metal, pues la cantidad de adsorbente añadido determina el número de sitios de unión disponibles para la adsorción del metal (Cervantes *et al*., 2001). Resultados similares se han reportado para la remoción de Cr (VI) con la biomasa de la cáscara de arroz tratada con calor y formaldehído (Bansal *et al*., 2009); cascarilla de arroz (Doria-Herrera *et al*., 2011), para la eliminación de cromo (III) a partir de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

efluentes de curtiduría utilizando sílice modificada obtenida de la cáscara de arroz (Gutiérrez-Valtierra *et al*., 2019); para la remoción de níquel, cromo y manganeso, por biomasas como arroz crudo, carbonizado, mijo y hojas de maíz (Batagarawa & Ajibola, 2019); para la remoción de cobalto (II) con cáscara de arroz (Swelam *et al*., 2016), y para la eliminación de derivados de piridina usando como adsorbente cáscara de arroz y cenizas de la misma (Lataye *et al*., 2009), pero son diferentes a lo reportado para la remoción de níquel usando cenizas de la cáscara de arroz, donde se encuentra que a mayor concentración de biomasa, la remoción es menor (Lin & Wang, 2011).



Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 5. Efecto de diferentes concentraciones de biomasa sobre la remoción de cromo (VI) (28 °C, pH = 1.0, 100 rpm).

Por otra parte, los reportes sobre aplicaciones de biomasas naturales y microorganismos para estudios de remediación de aguas y tierras contaminados con cromo (VI) son escasos, por ejemplo, se ha reportado la eliminación de cobre, níquel y cromo (VI) de aguas contaminadas, usando como adsorbente la semilla de *Moringa oleífera* (Landázuri, Cahuasquí, & Lagos, 2019); la remoción de cromo (VI) de aguas residuales por medio de residuos de la pulpa de café (Gómez-Aguilar, Rodríguez-Miranda, Esteban-Muñoz, & Betancur, 2019), por café molido (Krishna-Mohjan, Naga-Babu, Kalpana, & Ravindhranath, 2019), y paja de elote (Ma *et al*., 2019); y la remoción de fenol y cromo (VI) por materiales derivados de biomasa de algas (Cui, Masud, Aich, & Atkinson, 2019). Por lo anterior, y con objeto de analizar el posible uso de la biomasa de la cáscara de arroz para eliminar cromo (VI) de desechos industriales, se adaptó un ensayo de remediación en solución acuosa, incubando 10 g de biomasa tratada con suelo no estéril, contaminada con 100 mg cromo (VI)/g de suelo (ajustado) y 100 ml de agua contaminada con 100 mg de Cr(VI) (ajustado), resuspendiendo el suelo en agua tridesionizada a 28 ºC y 100 rpm, observando que después de 10 días de experimentación se remueve el 71 y 73 % del metal de las muestras de suelo y agua contaminadas, sin cambios significativos en el contenido de cromo total (Figura 6), lo cual coincide con los reportes de la literatura

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con diferentes biomasas y microorganismos, como la remoción de cromo (VI) de aguas residuales sintéticas bajo diferentes condiciones experimentales por la biomasa de la cáscara de arroz tratada con calor y formaldehído (Bansal *et al*., 2009) del mismo metal en aguas de curtiembre simuladas a condiciones de laboratorio con cascarilla de arroz (Doria-Herrera *et al*., 2011); un 70 % de remoción de cromo (III) de desechos de una tenería de la ciudad de León, Guanajuato, México, con sílice modificada con grupos amino y poliamino, obtenida de la cáscara de arroz (Gutiérrez-Valtierra *et al*., 2019); la remoción de cromo, plomo y níquel de aguas residuales con cáscara de arroz tratada con formaldehído (Tariq *et al*., 2019); la remoción de plomo de aguas residuales con cáscara de arroz (Sovattei, Bacani, Promentilla, Hinode, & Seingheng, 2013); la disminución significativa de la concentración de metales pesados y arsénico de aguas provenientes de la minería formal de Cerro de Pasco, Sierra Central, Lima, Perú, utilizando jabón sin excipientes y cascarilla de arroz (Alcántara, 2020); y la eliminación de plomo de acumuladores de automóviles con carbón activado de cáscara de arroz tratado con Na_2CO_3 (Hanum *et al*., 2017).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

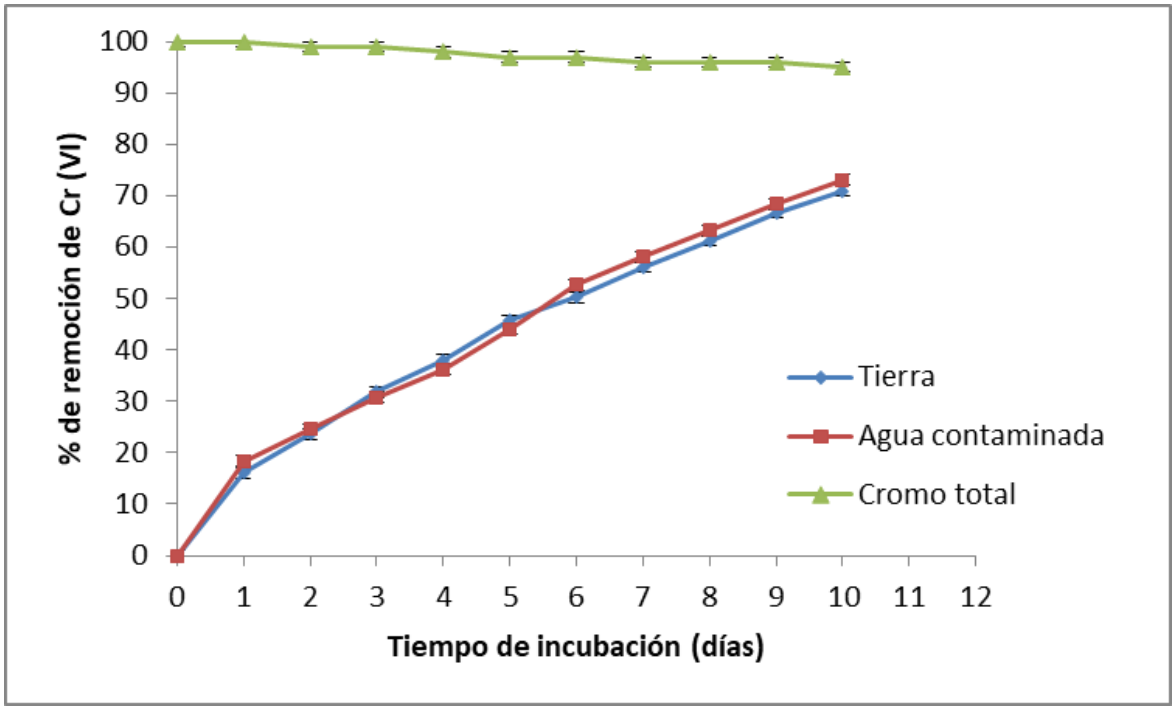


Figura 6. Remediación de 100 mg de cromo (VI)/g de tierra y 100 mg/l agua contaminadas por la biomasa modificada de grano de arroz (10 g de biomasa, 10 g de tierra, 28 °C, 100 rpm).

Conclusiones

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(3), 478-509. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-03-10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La biomasa de cáscara de arroz mostró una excelente capacidad para adsorber 50 mg/l de Cr (VI) en solución después de ocho días de desarrollo, a 28 °C, 100 rpm y 1 g de biomasa modificada con hidróxido de sodio 1 N; además, puede remover eficientemente el metal in situ (71 y 73 % de remoción, con 10 días de experimentación, 10 g de biomasa, en suelo y agua contaminados con el metal). Estos resultados sugieren la potencial aplicabilidad de esta biomasa para la remediación de lugares contaminados con Cr (VI).

Agradecimientos

Se agradece al Laboratorio de Micología Experimental de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP) por las facilidades para la elaboración de algunos experimentos, al igual que al Laboratorio de Biotecnología de Suelos y Agua del Centro de Investigación y Extensión de la Zona Media, el Balandrán, de la UASLP, por permitirnos usar sus instalaciones para la elaboración y comprobación de experimentos finales.

Referencias

Abbas, A. K., Nady, M. A., Abd-El-Rahman, M. W., & Ali, F. A. (2018). Assessment of modified rice husk and sawdust as bio-adsorbent for

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

heavy metals removal using nano particles in fish farm. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*, 13(2), 180-188.

Alcántara, M. D. A. (2020). *Método integrado de remediación para la disminución de la concentración de metales pesados en aguas residuales de actividad minera de la Sierra Central 2018* (tesis de Licenciatura, maestro en Gestión Ambiental). Escuela Universitaria de Posgrado, Universidad Nacional Federico Villareal, Lima, Perú.

Babaso, P. N., & Sharanagouda, H. (2017). Rice husk and its applications: Review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6(10), 1144-1156.

Bansal, M., Garg, U., Singh, D., & Garg, V. K. (2009). Removal of Cr(VI) from aqueous solutions using pre-consumer processing agricultural waste: A case study of rice husk. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 312-320.

Batagarawa, S. M., & Ajibola, A. K. (2019). Comparative evaluation for the adsorption of toxic heavy metals on to millet, corn and rice husks as adsorbents. *Journal of Analytical & Pharmaceutical Research*, 8(3),119-125.

Cervantes, C., Campos-García, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, J. F., Lozano-Talavera, H., Torres-Guzmán, J. C., & Moreno-Sánchez, R.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews*, 25, 333-347.

Chakraborty, R. (2020). Attention on aromatic rice production may create a new era on export income in Bangladesh: An opinion. *Modern Concepts & Developments in Agronomy*, 6(2), 624-625.

Chuah, T. G., Jumasiah, A., Azni, I., Katayon, S., & Thomas-Choong, S. Y. (2005). Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: An overview. *Desalination*, 175, 305-316.

Cui, Y., Masud, A., Aich, N., & Atkinson, J. D. (2019). Phenol and Cr(VI) removal using materials derived from harmful algal bloom biomass: Characterization and performance assessment for a biosorbent, a porous carbon, and Fe/C composites. *Journal of Hazardous Materials*, 368, 477-486.

Doria-Herrera, G. M., Hormaza-Anaguano, A., & Gallego-Suarez, D. (2011). Cascarilla de arroz: material alternativo y de bajo costo para el tratamiento de aguas contaminadas con cromo (VI). *Gestión Ambiental*, 14(1), 73-84.

Gómez-Aguilar, D. L., Rodríguez-Miranda, J. P., Esteban-Muñoz, J. A., & Betancur, J. F. (2019). Coffee pulp: A sustainable alternative removal of Cr (VI) in wastewaters. *Processes*, 7(403), 1-12.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Greenberg, A. E., Clesceri, L. S., & Eaton, A. D. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (18th ed.) (pp. 3.58-3.60). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

Gutiérrez-Corona, J. F., Romo-Rodríguez, P., Santos-Escobar, F., Espino-Saldaña, A. E., & Hernández-Escoto, H. (2016). Microbial interactions with chromium: Basic biological process and applications in environmental biotechnology. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(191), 1-9.

Gutiérrez-Valtierra, M., Salazar-Hernández, C., Mendoza-Miranda, J. M., Elorza-Rodrígueza, E., Puy-Alquiza, M. J. Caudillo-González, M., & Salazar-Hernández, M. M. (2019). Cr(III) removal from tannery effluents using silica obtained from rice husk and modified silica. *Desalination and Water Treatment*, 158, 152-163.

Hanum, F., Bani, O., & Izdiharo, A. M. (2017). Characterization of sodium carbonate (Na2CO3) treated rice husk activated carbon and adsorption of lead from car battery wastewater. *1st Annual Applied Science and Engineering Conference: Materials Science and Engineering*, 180(012149), 1-13.

Hoyos-Sánchez, M. C., Córdoba-Pacheco, A. C., Rodríguez-Herrera, L. F., & Uribe-Kaffure, R. (2017). Removal of Cd (II) from aqueous media by adsorption onto chemically and thermally treated rice husk. *Journal of Chemistry*, 2017, Article ID 5763832.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kapahi, M., & Sachdeva, S. (2019). Bioremediation options for heavy metal pollution. *Journal of Health & Pollution*, 9(24), 1-20.

Kawamura, Y., & Muramonto, M. (1993). Anti-tumorogenic and inmunoactive protein and peptide factors in food stuff. 2. Antitumorigenic factors in rice bran. In: Waldron, K. W., Jonson, I. T., & Fenwick, I. R. (eds.). *Food and cancer prevention. Chemical and biological Aspects* (pp. 331-401), Cambridge, UK: The Royal Society of Chemistry.

Khan, S., Raha, Z. F., Jabeen, M., Rukh, M., Reza, S. T., & Easir-A-Khan, E. A. (2017). Removal of organic pollutant from aqueous solution by rice husk activated carbon (RHAC). *Journal of Chemical Engineering*, IEB, 29(1), 29-33.

Krishna-Mohjan, G. V., Naga-Babu, A., Kalpana, K., & Ravindhranath, K. (2019). Removal of chromium (VI) from water using adsorbent derived from spent coffee grounds. *Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 101-112.

Kumar-Naiya, T., Singha, B., & Kumar-Das, S. (2011). FTIR Study for the Cr(VI) Removal from Aqueous Solution Using Rice Waste. *International Conference on Chemistry and Chemical Process. IPCBEE. 10. IACSIT Press* (pp. 114-119), Singapore.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Landázuri, A. C., Cahuasquí, J. D., & Lagos, A. S. (2019). Metal adsorption in aqueous media using *Moringa oleifera Lam*. seeds produced in Ecuador as an alternative method for water treatment. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 11(17),190-205.

Lataye, D. H., Mishrab, I. M., & Mall, I. D. (2009). Adsorption of a α-picoline onto rice husk ash and granular activated carbon from aqueous solution: Equilibrium and thermodynamic study. *Chemical Engineering Journal*, 147, 139-149.

Lema, M. (2018). Application of biotechnology on rice (*Oryzae sativa*) Improvement: Review article. *Modern Concepts & Developments in Agronomy*, 2(1), 120-127.

Lin, Ch., & Wang, L. H. (2011). Adsorption of nickel (II) ion from aqueous solution using rice hull ash. *Journal of Chemical Engineering of Japon, Advance Publication*, 44(4), 1-30.

Llanos-Páez, O., Ríos-Navarro, A., Jaramillo-Páez, C. A., & Rodríguez-Herrera, L. F. (2016). La cascarilla de arroz como una alternativa en procesos de descontaminación. *Producción + Limpia*, 11(2), 150-160.

Ma, H., Yang, J., Gao, X., Liu, Z., Liu, X., & Xu, Z. (2019). Removal of chromium (VI) from water by porous carbon derived from corn

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

straw: Influencing factors, regeneration and mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 369, 550-560.

Ortiz-Gutiérrez, M. R. (2014). *Efecto de la modificación de las semillas de guayaba en la remoción de cromo (VI) en soluciones acuosas en procesos tipo batch* (tesis de maestría en Ingeniería Ambiental). Posgrado Maestría en Ciencias, Ingeniería Ambiental, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

Pinciroli, M. (2015). Arroces especiales: arroz proteico. En: Pinciroli, M., & Ponzio, N. R. (eds.). *El arroz: alimento de millones*. Tandil, Argentina: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Quiñones, E., Tejada, C., Arcia, C., & Ruiz, V. (2013). Remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomasas lignocelulósicas: una revisión. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 16(2), 479-489.

Rollinson, C. (1973). Chromium, molybdenum and tungsten. In: Dickson, T. (ed.). *Comprehensive Organic Chemistry* (pp. 691-694) (3a ed.). Oxford, UK: Pergamon Press.

Rodríguez, A. C., Campos-Rosario, A. M., & Pérez-Flores, A. (2019). Obtención y caracterización de materiales adsorbentes a partir de la cascarilla de arroz. *MUTIS*, 9(1), 29-39.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodríguez, Y. M., Salinas, L. P., Ríos, C. A., & Vargas, L. Y. (2012). Adsorbentes a base de cascarilla de arroz en la retención de cromo de efluentes de la industria de curtiembres. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 10(1), 146-156.

Sagarpa, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (2017). *Planeación Agrícola Nacional 2017-2030*. Ciudad de México, México: Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural.

Sarabia-Meléndez, I. F., Berber-Mendoza, M. S., Reyes-Cárdenas, O., Sarabia-Meléndez, M., & Acosta-Rangel, A. (2018). Low cost biosorbents: An alternative treatment for contaminated water. *Revista Bio Ciencias*, 5(1), 1-15.

Sovattei, Ch., Bacani, F. T., Promentilla, M. A. B., Hinode, H., & Seingheng, H. (2013). Utilization of untreated and treated rice husk as adsorbents for lead removal from wastewater. *Research Congress 2013*. De La Salle University Manila, March 7-9. SEE-IV-034. 1-7.

Swelam, A. A., Awad, M. B., Salem, A. M. A., & El-Feky, A. S. (2016). Use of rice straw As biosorbent for removal of Co(II) ions from synthetic waste water. *International Journal of Innovative Science, Engineering & Technology*, 3(11), 51-70.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Taha, M. F., Shuib, A. S., Shaharun, M. S., & Borhan, A. (2014). Removal of Ni(II), Zn(II) and Pb(II) ions from single metal aqueous solution using rice husk-based activated carbon. *AIP Conference Proceedings*, 1621, 210-217.

Tariq, W., Saifullah, M., Anjum, T., Javed, M., Tayyab, N., & Shoukat, I. (2019). Removal of heavy metals from chemical industrial wastewater using agro based bio-sorbents. *Acta Chemica Malaysia (ACMY)*, 2(2), 9-14.

Wittbrodt, P. R., & Palmer, C. D. (1996). Effect of temperature, ion strength, background electrolytes, and Fe(III) on the reduction of hexavalent chromium by soil humic substances. *Environmental Science and Technology*, 3(8), 2470-2477.