

Entorno Académico

Revista de divulgación científica
del Instituto Tecnológico Superior de Cajeme



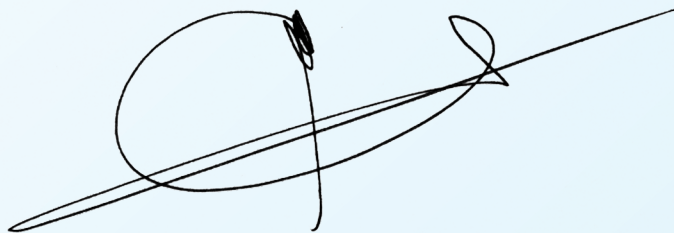
Editorial



El aumento constante de la población humana ha provocado una excesiva demanda y presión sobre los recursos naturales, lo que ha estimulado modificaciones importantes en el medio ambiente, y dado que es el mismo ser humano el que está obligado a conservar estos recursos naturales, se ve en la necesidad de buscar alternativas de solución que reduzcan y mitiguen los efectos negativos que ha ocasionado en su medio ambiente, es por ello que el Instituto Tecnológico Superior de Cajeme, en coordinación con la Universidad Estatal de Sonora, y la Delegación Federal de SEMARNAT en el Estado realizó los días 17 y 18 de marzo del 2016, el 3er Congreso Internacional de Ingeniería Ambiental, en Guaymas, Sonora, con el objetivo de dar a conocer y difundir los avances en investigación científica y tecnológica en temas de Ingeniería Ambiental, que propicien

y orienten acciones sinérgicas hacia el Desarrollo sustentable y la Planeación ambiental. Avances que se exponen en la presente edición de Entorno Académico, un medio indispensable de difusión del conocimiento que además permite la comunicación entre la comunidad académica y los principales actores de los sectores productivos y que a través del diálogo y la discusión de tópicos relacionados con la Ingeniería, las Ciencias Ambientales y las Ciencias Exactas, coadyuvan a mejorar los índices de desarrollo humano y la prosperidad social de las diferentes regiones.

Consideramos que esta nueva oportunidad que nos ofrecen de conocer los avances en materia ambiental, sustentabilidad e innovación que realizan los académicos e investigadores de las distintas Instituciones y Universidades del país, contribuirán a la propuesta de soluciones en beneficio de todos.



Respetuosamente,
“Casa Abierta al Tiempo y las Ideas”

Lic. Gabriel Baldenebro Patrón
Director General del Instituto Tecnológico Superior de Cajeme

Directorio

DIRECTORIO INSTITUCIONAL

- Lic. Gabriel Baldenebro Patrón
Dirección
- Mtra. Marcela Haydée Osuna Perez
Dirección Académica
- Lic. Obed Valenzuela Fraijo
Dirección de Vinculación
- Mtra. Olga Margarita Araux Sánchez
Subdirección Académica
- Dr. Martín Villa Ibarra
Subdirección de Posgrado e Investigación
- Lic. Lucía Avilés Castillo
Subdirección de Vinculación
- Ing. Mario Alejandro Gutiérrez De Vore
Subdirección de Servicios Administrativos
- Ing. Francisco Leopoldo Lugo Quirarte
Subdirección de Planeación
- Mtra. Lilia Beatriz Navarro Fragoso
Departamento de Desarrollo Académico
- Mtro. Jesús D. Huicoy Duarte
Dpto. de Tecnologías de la Información y Comunicación
- Mtra. Nora Iveth Torres Salazar
Departamento de Planeación y Programación
- C.P.C. Hiram Omar Romero Márquez
Departamento de Personal
- Mtra. Guadalupe Vásquez Chávez
Departamento de Calidad
- Lic. Doris Janeth Rivera Rivera
Departamento de Operación y Control Escolar
- Mtra. Fabiola Morales Ortega
Departamento de Recursos Financieros
- C. Zayda Vivian Villegas Elías
Departamento de Vinculación
- Ing. Lino Noriega Panduro
Departamento de Recursos Materiales y Servicios
- Arq. Lorenzo García Gámez
División de Arquitectura
- Ing. Bernardo Morales Cervantes
División de Ingeniería Ambiental
- Mtro. José Lionso Salazar Huerta
División de Ingeniería Electrónica
- Mtro. Hiram Álvarez Velázquez
División de Ingeniería en Sistemas Computacionales
- Mtra. Norma Aideé Ríos Lugo
División de Ingeniería Industrial
- Mtra. Teresita Burgos Ochoa
División de Ingeniería Mecánica
- Mtro. Alberto Limón Valencia
División de Licenciatura en Administración
- Mtra. Rocío Grajeda Caballero
División de Ingeniería en Gestión Empresarial
- Dra. Socorro del Rivero Jiménez
División de Ciencias Básicas
- Mtro. Juan Eduardo Aguilar Ángeles
Coordinación de Maestría en Arquitectura Sostenible y Gestión Urbana
- Dr. Alberto Ramírez Treviño
Coordinación de Maestría en Ing. Mecatrónica
- Mtra. Carla Olimpya Zapuche Moreno
Coordinación de Maestría en Administración
- Dr. Bruno Pablos Lugo
Coordinación de Maestría en Educación
- Lic. Adelisa Machado Acosta
Coordinación de Idiomas
- Lic. Paulina Tautimer Delgado
Coordinación de Servicios Estudiantiles
- Mtra. Mariela Rubí Navarro Valdez
Coordinación de Educación a Distancia
- Mtro. Ricardo Alonso Hernández
Coordinación de Cultura

COMITÉ CIENTÍFICO

- Dra. Alba Yadira Corral Avitia
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez
- Dr. Agustín Gómez Álvarez
Universidad de Sonora
- Dra. Jaqueline García Hernandez
Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.
- Dra. María Neftalí Rojas Valencia
Universidad Nacional Autónoma de México
- Dra. Hermelinda Herrera Andrade
Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui
- Dra. María Mercedes Meza Montenegro
Instituto Tecnológico de Sonora
- Dr. Alfredo Arreola Lizárraga
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Dr. Baldomero Lucero Velázquez
Instituto Tecnológico Superior de Cajeme
- Dr. Jesús Bernardino Velázquez Fernández
Universidad Autónoma de Nayarit
- Dr. Ernesto Alonso Carlos Martínez
Instituto Tecnológico Superior de Cajeme
- Dr. Mario Nieves Soto
Universidad Autónoma de Sinaloa
- Dr. José Efren Ruelas Ruiz
Instituto Tecnológico Superior de Cajeme
- Mtra. Carolina Bojórquez Sánchez
Universidad Politécnica de Sinaloa
- Dr. Martín Eusebio Cruz Campas
Universidad Estatal de Sonora
- Dr. Jesús Manuel Quiroz Castillo
Universidad Estatal de Sonora
- Mtra. Susana M. Quintero Pérez
Universidad de Sonora
- Dr. Joel Arias Martínez
Universidad de Sonora
- Dr. Manuel Martín Mariscal Lagarda
Universidad Estatal de Sonora, Unidad Benito Juárez
- Mc. Julieta Amada Leyva Pacheco
Universidad Estatal de Sonora
- Dr. Luis Patricio Ramírez Rodríguez
Universidad Estatal de Sonora
- Dr. Roberto Ramírez Leal
Universidad Estatal de Sonora

CONSEJO DE PUBLICACIONES

- Lic. Gabriel Baldenebro Patrón
Consejero Presidente
- Mtra. Marcela Haydee Osuna Perez
Consejero Secretario
- Mtro. Ricardo Alonso Hernández
Consejero de Docencia

COMITÉ EDITORIAL

- Dr. Martín Villa Ibarra
Presidente
- Mtra. Gisela Ruiz Regalado
Editor Responsable
- Ing. Claudia Irene Rivera Castro
Editor Ejecutivo

COMITÉ DE PRODUCCIÓN

- Lic. Jonathan Alberto Monteverde López
Responsable de Diseño y Producción Digital

COMITÉ ORGANIZADOR

Instituto Tecnológico Superior de Cajeme

- Dr. Martín Villa Ibarra
Ing. Bernardo Morales Cervantes
IBQ. Claudia Irene Rivera Castro
Mtra. María Isabel Rendón Ortiz
Mtro. David Quintana Loya
Mtra. Ana Karen Rodríguez Olea
Mtro. David Antonio Buentello Montoya
Mtra. Vianey Ariadna Burboa Charis
Mtro. Juan Isaac Gámez Badouin
Kassandra Lucía Rubalcava Félix
Andrea Patricia Sáenz Valdez
Ricardo Escobedo Bojórquez
Thania Berenice López Ahumada

Universidad Estatal de Sonora

- Dr. Martín Eusebio Cruz Campas
Dr. Jesús Manuel Quiroz Castillo
MC. Julieta Amada Leyva Pacheco
Dr. Luis Patricio Ramírez Rodríguez
Dr. Roberto Ramírez Leal

ENTORNO ACADÉMICO, año 13, No. 17, diciembre 2016, es una publicación semestral editada por el Instituto Tecnológico Superior de Cajeme, Carretera Internacional a Nogales Km. 2, Col. Amaneceres 2, Cajeme, Sonora, C.P. 85024, Tel. 01 64 44 10 86 50, www.itesca.edu.mx, gruiz@itesca.edu.mx. Editor responsable: Mtra. Gisela Ruiz Regalado. ISSN: 2448-7635, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Lic. Martha Vázquez Amaya, Comunicación Social del Instituto Tecnológico Superior de Cajeme, Carretera Internacional a Nogales Km. 2, Col. Amaneceres 2, Cajeme, Sonora, C.P. 85024, fecha de última modificación, noviembre de 2016.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Tecnológico Superior de Cajeme.

Índice

Análisis de Mercurio en Aerosoles Atmosféricos de una Zona Urbana y una Semi-Rural	5
Martín Rangel García, Rocío García Martínez	
Aporte de precipitaciones ciclónicas a eventos hidroclimáticos en el norte de México	11
Omar Llanes-Cárdenas, Mariano Norzagaray-Campos, Patricia Muñoz-Sevilla, Nancy Herrera-Moreno, Jesús Ramón López-Pillad	
Calidad sanitaria del agua en playas recreativas	15
Claudia Esmeralda León-López, José Alfredo Arreola-Lizárraga	
Estimación de la sequía a partir de indicadores oceánicos y continentales	23
Omar Llanes-Cárdenas, Mariano Norzagaray-Campos, María Nancy Herrera- Moreno Patricia Muñoz-Sevilla, Jesús Ramón López-Pillado	
Índices de eutrofización aplicados en lagunas costeras del Golfo de California	31
Thelma Michelle Ruiz Ruiz, José Alfredo Arreola Lizárraga, Lourdes Morquecho Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.	
Interacciones entre el desarrollo económico y la contaminación del agua por metales pesados: caso Puebla	40
Mariano Norzagaray Campos, Rosario Ruiz Guerrero, Leticia Espinosa Carreón David Valdez Martínez, Omar Llanes Cárdenas	
Quitosano enzimático, rendimiento a partir de exoesqueleto de camarón	44
Juan Bautista Ayar, Erika Laura Espinoza Fabián, Mayra Lucia Lara González, Norma Sedano Torres, Angélica Villalvazo Espinoza	
Relación Nutricional con el Índice Saprobio en la Laguna Coyuca de Benítez	48
Raúl Arcos Ramos, Jafet Reyes Cardoso, Mario Enrique Sainz Moreno	
Remoción de tetraciclina mediante electrocoagulación y membranas de ultrafiltración	55
Carlos Arce Gaxiola, Sergio Pérez Sicaños, José B. Morales Cuevas, Shui W. Lin Ho, Krisnar A. Corrales López	

Análisis de Mercurio en Aerosoles Atmosféricos de una Zona Urbana y una Semi-Rural

Martín Rangel García, Rocío García Martínez
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA)

Resumen

La utilización del mercurio en la industria junto con la extracción de mercurio proveniente de minas localizadas en la región, podemos decir que esto ha hecho de San Joaquín, Querétaro y de la Ciudad de México; un lugar con alta concentración de mercurio al aire libre. Por lo tanto, la gente que vive en estas zonas es la más afectada ya que se haya expuesta al mercurio de forma crónica. La exposición crónica a dicho metal puede llegar a repercutir en la salud humana causando severos daños al sistema inmunológico.

Esta investigación se centra en la cuantificación de mercurio en aerosoles atmosféricos en la región minera de San Joaquín, Querétaro, ya que existen registros que demuestran que los habitantes se dedican a la extracción y manejo de sulfuro de mercurio (HgS), y también en la Ciudad de México debido a la elevada contaminación presente en ella.

Palabras clave

Aerosoles Atmosféricos, Mercurio, Espectroscopia de Absorción Atómica-Generador de Hidruros, Minivol, México.

Abstract

The use of mercury in the industry and the removal of mercury from mines located in the region, we can say that this has made San Joaquin, Queretaro and Mexico City; a place with a high concentration of mercury outdoors. Therefore, people who lives in these areas are the most affected because they are exposed chronically to mercury. Chronic exposure to the metal can reach affect human health causing severe damage to the immune system. This research focuses on the quantification of mercury in atmospheric aerosols in the mining region of San Joaquin, Queretaro, because there are records that show that people are engaged in

the extraction and handling of mercury sulfide (HgS), and also in the Mexico city due to high pollution present in it.

Keywords

Atmospheric Aerosols, Mercury, Atomic Absorption Spectroscopy-Hidryde Generator, Minivol, Mexico.

Introducción

En la naturaleza hay infinidad de yacimientos que proveen rocas o minerales rojos. En la gama de minerales rojos, el cinabrio o sulfuro de mercurio en el México antiguo jugó un papel muy importante dado sus propiedades físicas y químicas, más aún, su “relativa escasez” hizo que este mineral fuera un producto apreciado y considerado como importante por varias sociedades.

En nuestro país la producción de mercurio proviene de yacimientos que se localizan principalmente en los estados de San Luis Potosí, Querétaro y Guerrero. Los más importantes sin duda han sido los de la Sierra Gorda Queretana, particularmente los de la región de San Joaquín, donde se han censado numerosas minas. Este artículo se centra en la cuantificación de mercurio en aerosoles atmosféricos en la región minera de San Joaquín, Querétaro, ya que existen registros que demuestran que los habitantes se dedican a la extracción y manejo de sulfuro de mercurio (HgS), y también en la Ciudad de México debido a la elevada contaminación presente en ella.

San Joaquín, Querétaro

San Joaquín es uno de los 18 municipios que constituyen el estado mexicano de Querétaro. Se encuentra localizado al centro este del estado, y a 135 kilómetros de la capital del estado. Según el II Censo de Población y Vivienda de 2010, el municipio tiene 8,865 habitantes.

El clima es templado y húmedo, ligeramente frío pero el clima cambia durante el día, todo el tiempo. La temperatura media anual es de 14 °C (Secretaría de Gobernación, 2005).

La explotación del mercurio en el municipio de San Joaquín llevó al auge minero en los años de 1954 a 1976 con más de 100 minas trabajando, lo cual atrajo a muchas familias de distintos lugares de la república mexicana convirtiéndose en su lugar de residencia (Secretaría de Gobernación, 2005).

Aerosoles Atmosféricos

En la contaminación atmosférica se reconoce como partícula a cualquier material sólido o líquido con un diámetro que oscila entre 0.1 y 70 micrómetros. En conjunto se designan como partículas suspendidas totales (PST). El tamaño, la composición química y otras propiedades físicas y biológicas del material particulado dependen de la fuente de origen, así como de los cambios a que están expuestas durante su permanencia en la atmósfera y del sitio geográfico de colecta.

Las partículas suspendidas totales (PST) se diferencian según su tamaño aerodinámico y en ellas se encuentran contenidas las PM_{10} que incluye a las partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 μm , y $PM_{2.5}$ con un diámetro menor o igual a 2.5 μm ; por último tenemos a las partículas ultrafinas que incluyen partículas con diámetros menores a 1 μm .

Las PM_{10} son las que permanecen en las vías superiores, fosas nasales, laringe y faringe, a estas se les conoce como fracción respirable y a las $PM_{2.5}$ como inhalables, estas últimas se depositan más eficientemente en el pulmón y son eliminadas con mayor dificultad ya que se mantienen por más tiempo en la atmósfera (Martínez-Romero, 2006).

El origen de las PM_{10} está asociado a la erosión del suelo, desprendimiento de diversas fuentes de minerales insolubles (óxidos de silicio, de calcio, de magnesio, de hierro, etc). También están compuestas por partículas de origen biológico dentro de las que se incluyen bacterias hongos, polen, algas, protozoarios, insectos y compuestos biogénicos, como proteínas, micotoxinas y endotoxinas bacterianas. Se ha visto que aproximadamente el 18% de las partículas provienen de la industria y un 26 % son

originadas por las emisiones de vehículos automotores (Martínez-Romero, 2006).

Por otro lado, el origen de las $PM_{2.5}$ se debe a emisiones y procesos de combustión o bien, por reacciones químicas atmosféricas; generalmente están constituidas de carbono elemental y compuestos orgánicos, metales, iones amonio, ácidos y sales, componentes que le confieren acidez a las partículas.

Mercurio

El mercurio es considerado como un metal pesado potencialmente neurotóxico. El mercurio (Hg) muestra un potencial estándar de reducción-oxidación para el semipar $Hg(II)/Hg^0$ de 0.85 V, esto nos dice que el Hg (II) tenderá a reducirse a Hg^0 , esto explica porque en la atmósfera es más común encontrarlo en su forma elemental gaseosa lo cual nos habla de una constante inhalación (Casas, 2002).

El cinabrio es la mena más importante de mercurio (Figura 1), aunque también el mercurio puede encontrarse como una impureza en muchos otros minerales valiosos, en particular de los metales no ferrosos, por ejemplo las piritas (sulfuro de hierro), rejalgar (sulfuro de arsénico), estibina (sulfuro de antimonio) y otros sulfuros de cobre, zinc y plomo; también es común en combustibles fósiles, por ejemplo; el carbón (UNEP, 2013).

Entre las principales fuentes naturales de emisión de mercurio, se encuentran la erosión de rocas, emisiones de vapores de mercurio de los volcanes, géisers, aguas termales, desgasificación de los mantos terrestres, erosión de depósitos minerales, la evaporación del mercurio oceánico y las emisiones ocasionadas por la vegetación durante los incendios forestales (Macías, 2015). Todos estos procesos se relacionan con la temperatura, esto se debe a que al haber un aumento en la temperatura el mercurio se volatiliza. (UNEP, 2010).

El mercurio es utilizado en diversos ámbitos industriales, entre los que se incluye la manufactura de una variedad de instrumentos y aplicaciones, tales como baterías, termómetros, esfingomanómetros, interruptores eléctricos, entre otros.

El cinabrio ha sido utilizado, ya sea por sí mismo o mezclado con aceites y otras sustancias, para decorar cerámica y el cuerpo humano para

rituales en culturas prehispánicas. En la industria de la pintura se utiliza el cinabrio, debido a su color rojo como colorante para pinturas de aceite, llegó a ser mejor conocido en el mundo occidental como bermellón (Lane, 2007).

En la industria farmacéutica se utilizó durante mucho tiempo el tiomersal, mejor conocido como mertiolate®, como antiséptico o como preservante de vacunas hasta a finales del siglo XX (Counter y Buchanan, 2004).

En el proceso informal de producción de mercurio, el cinabrio se tritura y se cuece en un horno artesanal hecho de tubos de acero y ladrillos de adobe y sellado con barro para evitar fugas (Figura 1). El horno no cuenta con una chimenea para la salida de los gases. Los gases salen por una apertura del tamaño de dos ladrillos por dos ladrillos, dejada específicamente para este efecto; salen hacia cualquier dirección que

tenga el viento en ese momento. Aunque los trabajadores de las minas visitadas indican que las temperaturas de cocción son de 300 a 400 °C, los hornos deben alcanzar temperaturas mayores de 540 °C, que es la temperatura a la cual el Hg se evapora. La carga del horno artesanal va desde los 100 kg hasta los 240 kg de cinabrio, se quema leña y su proceso de cocción dura entre 8 y 10 horas. El vapor es condensado con el aire ambiente en una vasija, generalmente de barro, aunque, en procesos más rudimentarios, la vasija puede ser incluso de plástico. Los procesos artesanales son similares, aunque pueden existir ciertas variaciones, como por ejemplo el uso de vasijas de madera o la condensación con agua, en la región de Guizhou en China. Así mismo, existen procesos de doble condensación, que son más eficientes y menos contaminantes (Rangel, 2015).

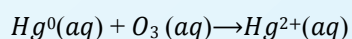
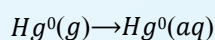


Figura 1. Horno artesanal para la extracción del mercurio

En la atmósfera, el mercurio se encuentra mayoritariamente como vapor metálico en forma de mercurio elemental (Hg^0), mientras que el resto aparece en forma de Hg^{2+} tanto unido a partículas en suspensión, como en menor medida, en forma gaseosa. Otra forma en la que éste puede presentarse es como mercurio en fase particulada (Hg_p). Todas estas formas presentan un comportamiento atmosférico y tiempos de residencia diferentes. El tiempo de residencia del Hg^0 es aproximadamente un año debido a su lenta oxidación. Sin embargo, el Hg^{2+} se deposita en la superficie terrestre en tiempos más cortos que oscilan de días a meses a través de

deposiciones húmedas o secas. No obstante el Hg^{2+} se deposita mucho más rápido que el Hg_p . El mercurio metálico se incorpora a la atmósfera debido a su volatilidad, ya sea el proveniente de fuentes antropogénicas o de fuentes naturales (Boening, 2000).

Una vez en la atmósfera, sufre la oxidación a Hg (II) mediante un proceso llevado a cabo por oxidantes atmosféricos, entre los que destaca el ozono (O_3) (Counter y Buchanan, 2004).



Con base en la información presentada, se plantea lo siguiente:

Objetivo general

Cuantificar la concentración de Hg presente en el aire de San Joaquín, Querétaro y en la Ciudad de México.

Material y métodos

Para el muestreo se considera recolectar una muestra diaria durante un mes en el periodo de Secas frías (Nov-Feb).

Para realizar el muestreo de aerosoles atmosféricos se considera utilizar el Minivol® (Figura 2).



Figura 2. Minivol

Si queremos realizar la comparación de resultados de San Joaquín con los obtenidos en la Ciudad de México es necesario tener 2 Minivols funcionando simultáneamente, uno en cada sitio.

Se recolectaron un total de 60 filtros para análisis de los cuales 30 pertenecen a la Ciudad de México y 30 a la zona minera de San Joaquín, Querétaro. El cambio de filtro se hace cada 24 horas.

Los filtros son sometidos a una digestión ácida asistida por un Horno de Microondas (Mars5).

Para el desarrollo de este estudio, el análisis se hizo utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica acoplada a un Generador de

Hidruros (EAA-GH) basándose en el método US EPA 245.1

Aunque la Espectroscopia de Absorción Atómica ha demostrado tener ventajas con respecto a otras técnicas de análisis como por ejemplo; ICP o métodos conductimétricos, se está siguiendo una tendencia a hacerla a un lado por estas mismas. Por esto es que se propone el uso de la técnica EAA-GH (Figura 3).



Figura 3. Espectrofotómetro de Absorción Atómica acoplada a un Generador de Hidruros (EAA-GH)

Resultados y discusión

A continuación se muestran los resultados de concentración de mercurio obtenidos en el Espectrofotómetro de Absorción Atómica acoplado a Generador de Hidruros para la Ciudad de México (CDMX) y San Joaquín (SJ). La concentración está dada en ppb ($\mu\text{g}/\text{kg}$), ya que es la concentración de mercurio presente en el material particulado 2.5 ($\text{PM}_{2.5}$) recolectado de los filtros colocados en el Minivol, cabe mencionar que dicha concentración es la concentración total de mercurio en la atmósfera durante un día ya que el cambio de filtro es cada 24 horas (Figura 4).

Para la CDMX se obtuvo una media muestral de 0.2550 ($\sigma=0.0023$) mientras que para SJ se obtuvo una media muestral de 0.0537 ($\sigma=0.0014$). Al aplicar una prueba t a los resultados obtenidos de las medias, se observan diferencias significativas.

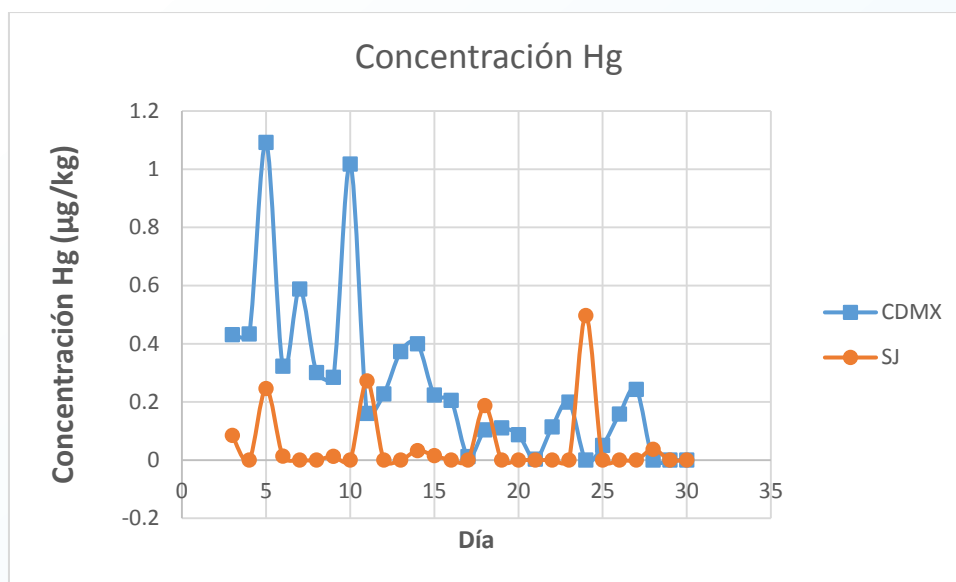


Figura 4. Concentración de mercurio detectada en la Ciudad de México (CDMX) y San Joaquín, Querétaro

Conclusiones

El mercurio está presente en el aire que respiramos, lo que indica que nos encontramos expuestos al mercurio de una forma crónica.

Se encontró una diferencia significativa entre las concentraciones de la Ciudad de México y San Joaquín. Por lo que la cantidad de mercurio en el aire de la Ciudad de México es mayor comparando con el aire de San Joaquín, Querétaro. Esto puede deberse a que la Ciudad de México es una zona contaminada por smog, recordemos que el mercurio también se ha encontrado en los combustibles fósiles. También puede deberse a que hay zonas industriales aledañas a la Ciudad de México mientras que en San Joaquín el único aporte de mercurio detectado y cercano es la industria minera.

Debemos actuar rápidamente para disminuir la concentración de mercurio emitido al medio ambiente, esto por bien de nosotros los seres vivos. Ya sea mejorando la eficiencia de los equipos utilizados para su extracción del mineral, o bien, sustituyéndolo de una vez por todas de toda actividad antropogénica.

Agradecimientos

Agradezco a CONACYT por la beca proporcionada para continuar con mis estudios de Maestría, al Posgrado en Ciencias Químicas de la UNAM. A la Dra. Rocío García Martínez por la asesoría y dirección del Proyecto de Investigación desarrollado en el Posgrado. Al Centro de Ciencias de la Atmósfera por el uso de la infraestructura para continuar con mi proyecto.

Referencias

- Boening, D. (2000). "Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review" en *Chemosphere*. Volumen 40 (12). Junio 2000, pp. 1335-1351.
- Casas, S. (2002). *Química Bioinorgánica*. Editorial Síntesis. Madrid, España.
- Counter, A & Buchanan, L. (2004). "Mercury exposure in children: a review" en *Toxicology and Applied Pharmacology*. Volumen 198 (2). Julio 2004, pp. 209-230.
- Lane, Kris (2007). "Dangerous attractions: Mercury in human history" en Zuber, S & Newman, M (comp). *Mercury Pollution: A transdisciplinary Treatment*. Edición CRC press. Estados Unidos de América.
- Macías Macías, K. (2015) *Determinación de la distribución y variación temporal de mercurio y*

otros metales pesados en suelos de una zona minera de Taxco de Alarcón, Guerrero. Tesis de Licenciatura. México. Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México.

Martínez-Romero, F. (2006) *Daño al DNA inducido por PM₁₀ de la Ciudad de México con diferente contenido de metales*. Tesis de maestría. México. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

Rangel García, M. (2015) *Cuantificación de Hg en agua para el consume humano proveniente de pozos en la región minera de Taxco de Alarcón, Guerrero*. Tesis de Licenciatura. México. Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México.

Secretaría de Gobernación (2005). “Enciclopedia de los Municipios de México”. México, disponible en:

<http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/>.
[Accesado el día 23 de Febrero de 2016]

UNEP. (2010). *Study on mercury sources and amissions, and analysis of cost and effectiveness of control measures*. Ginebra, Suiza.

UNEP. (2013). *Global mercury assessment 2013*. Ginebra, Suiza

Contacto

Rangel García, Martín. Químico, estudiante de Posgrado en Ciencias Químicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA), Grupo de Aerosoles Atmosféricos. Circuito Exterior Ciudad Universitaria, Distrito Federal, C.P. 04510. Teléfono: (55)63353000. martin.r.gq31@hotmail.com

García Martínez, Rocío. Doctora, Investigador titular A, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA), Grupo de Aerosoles Atmosféricos. Circuito Exterior Ciudad Universitaria, Distrito Federal, C.P. 04510. Teléfono: (55) 5622407. gmrocio@atmosfera.unam.mx

Aporte de precipitaciones ciclónicas a eventos hidroclimáticos en el norte de México

Omar Llanes-Cárdenas. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
Mariano Norzagaray-Campos. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
Patricia Muñoz-Sevilla. Instituto Politécnico Nacional, CIEMAD
Nancy Herrera-Moreno. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
Jesús Ramón López-Pillado. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

Resumen

Las precipitaciones ciclónicas pueden ser tanto benéficas como causantes de problemas ambientales como inundaciones, pérdida de materia orgánica del suelo, entre otras. Por lo anterior, se procedió a calcular los porcentajes de aporte de las precipitaciones ciclónicas a la ocurrencia de eventos hidroclimáticos extremos. Se calcularon percentiles 95 (P95) para conocer las precipitaciones diarias extremas estacionales de verano (Junio-Septiembre) asociadas a ciclones tropicales para el período 1971-2000 en el norte de México mediante el criterio de una distancia mínima de 550 km (5° latitud) entre tres estados del norte de México (Sinaloa, Sonora y Chihuahua) y la formación del ciclón tropical en el Pacífico oriental. Se aplicaron herramientas estadísticas no paramétricas de Mann-Kendall y estimación de la Pendiente de Sen, lo anterior para conocer las tendencias del P95. Se obtuvo una tendencia decadal al incremento de las precipitaciones ciclónicas de 1.5 % de contribución del P95. Este trabajo aporta conocimientos sobre la dinámica temporal de los eventos de precipitación extrema, lo cual redundará en el mejor diseño y manejo de planes de prevención de desastres.

Palabras clave

Inundaciones, pérdida de materia orgánica de suelo, dinámica temporal, problemas ambientales, prevención de desastres.

Abstract

The Cyclonic rainfall can be both, beneficial or cause environmental problems such as flooding and loss of soil organic matter, among others. Therefore, we proceeded to calculate the percentage of contribution from cyclone rainfall to the occurrence of hydroclimatic events.

They were calculated percentiles 95 (P95) for daily extreme rainfall during summer season (June to September), associated with tropical cyclones for the period 1971-2000 in northern Mexico by the criterion of a minimum distance of 550 km (5° latitude), in three states in northern Mexico (Sinaloa, Sonora and Chihuahua) and the formation of tropical cyclone in eastern Pacific. We applied nonparametric statistical tools Mann-Kendall and slope Sen's, the above apply for trends of P95. The trend of cyclonic precipitation increased 1.5%. This study provides insights into the temporal dynamics of extreme precipitation events, which is useful to design a management and disaster prevention plans.

Keywords

Flooding, loss of soil organic matter, temporal dynamics, environmental issues, disaster prevention.

Introducción

México es uno de los pocos países a nivel mundial que es afectado por ciclones tropicales generados tanto en el océano Pacífico como en el Atlántico. En la cuenca del Pacífico nororiental se generan el mayor número de fenómenos tropicales de todo el planeta (Whitney y Hobgood, 1997). Las trayectorias de estos meteoros son del sureste a noroeste, paralelos a las costas de México; sin embargo, en algunas ocasiones estos presentan trayectos paralelos al territorio nacional que en ocasiones llegan a recurrar al este para tocar las costas mexicanas, desde Chiapas hasta Baja California. Distintas actividades humanas, tales como la agricultura, las pesquerías, las comunicaciones y el turismo, entre otras, son fuertemente afectadas por fenómenos meteorológicos sinópticos, que tienen una escala espacial promedio del orden de varios

cientos de kilómetros (de 100 a 1000 km.) y una escala temporal del orden de varios días (de 3 a 10 días). Estos fenómenos atmosféricos, tienen como principal función transportar grandes cantidades de lluvia, calor, masa y energía de las regiones de mayor calentamiento a aquellas en que se tiene un déficit. Los ciclones atmosféricos pueden causar desastres socioeconómicos, por las inundaciones, pérdida de la materia orgánica del suelo por erosión hídrica y los intensos vientos que se derivan de ellos (Douglas, 2001). Un ciclón siempre está asociado a una región donde la presión atmosférica es baja en la parte central y mayor en la parte externa. El 10.4 % de la población del país es afectada año tras año en 89 municipios costeros, de 11 estados del país que colindan con el Pacífico, susceptibles al impacto de los ciclones tropicales en cualquiera de sus categorías, esto se debe a un continuo crecimiento de la población e infraestructura, es decir, hay más personas expuestas a amenazas de origen natural, aunado a un aparente incremento en los peligros, principalmente en los de origen hidrometeorológico, que incluyen lluvias intensas, inundaciones, sequías y vientos fuertes que se incrementaron en la última década. Así pues, los riesgos a los que está expuesta la población han cambiado no sólo por un aumento en la vulnerabilidad, sino también, por cambios de origen natural y antropogénico, como las alteraciones en el uso del suelo, principalmente en las costas y sierras del país, procesos observados en las últimas dos décadas, derivados del desarrollo urbano, el sobrepastoreo y los nuevos tipos de producción agrícola. A pesar de esto, los ciclones del Pacífico nororiental constituyen uno de los principales productores de humedad, porque generan lluvias importantes en la región (Larson *et al.*, 2005). No obstante, las precipitaciones intensas; en ocasiones, también pueden ocasionar pérdidas de vidas humanas y daños económicos considerables debido a la variación de las condiciones del clima. La variabilidad del clima se refiere a variaciones en las condiciones climáticas medias y otras estadísticas del clima (como las desviaciones típicas, los fenómenos extremos, etc.), que pueden suceder en cualquier momento y en cualquier lugar del planeta. La variabilidad puede deberse a procesos naturales internos que ocurren dentro del sistema climático (variabilidad interna), o a variaciones en el forzamiento externo natural o antropogénico

(variabilidad externa), mientras que el cambio climático es atribuible a la influencia de actividades humanas y con respuestas a largo plazo (años).

Objetivo general

Calcular los porcentajes de aporte de las precipitaciones ciclónicas a la ocurrencia de eventos hidroclimáticos extremos.

Materiales y métodos

Se utilizó la precipitación diaria durante el estación de verano Junio-Septiembre (JJAS) desde 1961 hasta 2000 de la base de datos del “CLimate COMputing Project” (CLICOM). Se seleccionaron 48 estaciones climáticas de tres estados del norte de México, como se ve en la Figura 1. Se realizó un control de calidad de los datos para identificar errores y huecos de información. Se realizó una inspección visual para comparar los valores de las estaciones adyacentes con la estación analizada y comprobar la presencia de ciclones tropicales (CT). La precipitación extrema diaria se dividió en derivada del Monzón de Norte América y derivada de eventos de Ciclones Tropicales. Un día precipitaciones extremas se consideró cuando un centro de la tormenta se encontró dentro 550 km (5° Latitud) de los límites de la región del núcleo del Monzón de norteamérica (NMNA), un criterio utilizado también por Englehart y Douglas (2001) y Larson *et al.*, (2005). Para este propósito, las trayectorias de los CT del Pacífico oriental se obtuvieron a partir de los datos de Unisys set (http://weather.unisys.com/hurricane/e_pacific/index.html) y revisada con datos del Centro Nacional de Huracanes.

Debido a que los datos de huracanes son más fiables a partir de 1970 cuando la intensidad comenzó a ser estimado por la técnica de Dvorak basado en observaciones por satélite (Whitney y Hobgood, 1997).

Se analizaron por separado las tendencias de las precipitaciones diaria mediante el percentil P95. Se analizó el posible papel de las anomalías de la Temperatura Superficial del Mar durante el inicio de eventos extremos de precipitación, se utilizó la forma óptima interpolada y por satélite SST (OISSTV2) (Reynolds *et al.*, 2002) en una resolución de grado, disponible a partir de 1981.

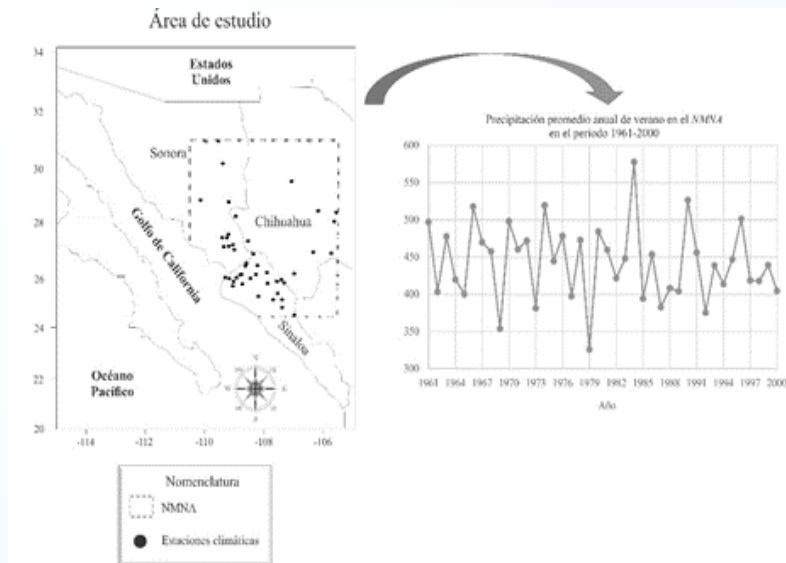


Figura 1. Área de estudio y precipitación promedio anual del período 1961-2000

También se analizó información de temperatura semanal, la radiación de onda larga saliente, alturas geopotenciales en 500 mb (Z500), y compuestos de viento del vector de la NCEPNCAR datos de reanálisis (Kalnay *et al.*, 1996) de 1981 hasta 2000, que fueron generados a partir de la media diaria de Composites NOAA / CDC. <http://www.cdc.noaa.gov/Composites/Day>.

Se evaluaron los eventos extremos para estaciones individuales y agrupadas en estaciones de montaña (> 500 m de altitud).

El porcentaje de contribución de la temporada de eventos P95 se definió como la suma de todos los días de precipitación extrema dividido por la precipitación estacional. En todos los análisis, se realizaron las pruebas de estadística con un nivel de significación del 95 %. Las tendencias de las series de tiempo fueron evaluados con la prueba no paramétrica Mann-Kendall (Kendall, 1975; Dietz y Killeen, 1981; Helsel y Hirsch, 1995). Para cuantificar la tendencia, se utilizó la pendiente de Sen (Sen, 1968).

Resultados y discusión

Los datos de precipitación extrema diaria se compararon con datos generados por las imágenes satelitales.

El coeficiente de correlación de Pearson entre los datos de las estaciones climáticas y de las imágenes satelitales fue de 0.93 con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.87$. Las series de tiempo de precipitación de verano JJAS asociadas a CT en la figura 2 no muestran una tendencia

significativa durante el período de estudio. Englehart y Douglas (2006) encontraron que mientras que el intensidad de las lluvias de verano en el estado de Sonora aumentó significativamente después de 1977, en asociación con la fase positiva de la Oscilación Decadal del Pacífico, la temporada del Monzón se hizo más corto, y estas dos tendencias se anularon entre sí, por lo que no se observa tendencia en la precipitación estacional. El aporte de contribución del porcentaje de las precipitaciones ciclónicas fue de $1.5 \% \text{ década}^{-1}$, $p < 0.05$ durante 1961-2000 (Figura 2). Groisman *et al.* (2005), también documentan que la frecuencia de las precipitaciones de verano muy extremas (P99) en el altiplano del norte México (al este del monzón núcleo) no ha aumentado, mientras que su intensidad se ha incrementado significativamente.

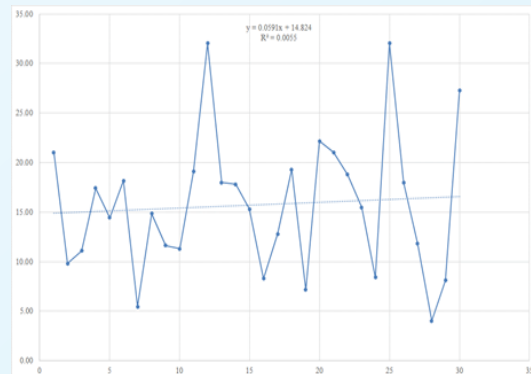


Figura 2. P95 asociado a CT en estaciones climáticas en el período 1971-2000.

Conclusiones

La tendencia lineal significativa al incremento del aporte en porcentaje de las precipitaciones ciclónicas en el período 1961-2000 de 1.5 % década⁻¹. Durante el período de 1981-1998, los eventos registrados de precipitaciones ciclónicas derivados del percentil 95 en la región centro del área de estudio, fueron caracterizados por la presencia de anomalías negativas de la Temperatura Superficial del Mar similares a condiciones débiles de La Niña, TSM > 28.5 °C en la WHWP área del Mar Caribe, y un fuerte contraste térmico tierra-mar entre el noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos y el Pacífico oriental. Existen tendencias no paramétricas significativas al incremento de la intensidad de la contribución del P95 en sitios de montaña en el período 1961-2000. Se encontró simultaneidad en la ocurrencia de anomalías + PDO y - AMO, la cual puede estar relacionada con una mayor contribución del P95 asociado a eventos de CT's, principalmente en la década de 1990. La contribución del P95 en sitios costeros asociados y no asociados a CT's no presentaron tendencias significativas.

Agradecimientos

A la Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN por el apoyo económico para desarrollar el proyecto con clave SIP20160664 intitulado: análisis de paleoinundaciones y su relación con la hidroclimatología regional en el valle del Fuerte, Sinaloa.

Referencias

- Dietz, E.J.; Killeen, T.J. (1981) A nonparametric multivariate test for monotone trend.
- Englehart, P.; Douglas, A.V. (2006) Defining intraseasonal rainfall variability within the North American monsoon, *J. Clim.*, 19, p. 4243-4253.
- Gochis, D.J.; Jiménez, A.J.; Watts, C.J.; Garatuzapayan, J.; Shuttleworth, W. J. (2004) Analysis of 2002 and 2003 warm-season precipitation from the North American monsoon experiment event rain gauge network, *Mon. Weather Rev.*, p. 112, 2938 – 2953.
- Groisman, P.Y.; Knight, R.W.; Easterling, D.R.; Karl, T.R.; Hegerl, G.C.; Razuvaev, V.N. (2005) Trends in intense precipitation in the climate record, *J. Clim.*, 18, p. 1326 – 1350.

Helsel, D.R.; Hirsch, R.M. (1995) *Statistical methods in Water Resources*, Elsevier, Amsterdam.

Kalnay, E. (1996) The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project, *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 77, p. 437- 471

Larson, J.; Zhou, Y.; Higgins, R.W. (2005) Characteristics of landfalling tropical cyclones in the United States and Mexico: Climatology and interannual variability, *J. Clim.*, 18, p. 1247 – 1262.

Reynolds, R.W.; Rayner, N.A.; Smith, T.M.; Stokes, D.C.; Wang W. (2002) An improved in Situ and Satellite SST analysis for climate, DOI: [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(2002\)015<1609:AIISAS>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(2002)015<1609:AIISAS>2.0.CO;2)

Sen, P.K. (1968) Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau, *J. Am. Stat. Assoc.*, 63, p. 1379 – 1389

Contactos

Omar Llanes Cárdenas (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26 oma_llanes@hotmail.com.

Dr. Mariano Norzagaray Campos (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. mnorzacam@yahoo.com.mx

Dra. Patricia Muñoz Sevilla (Departamento de Sociedad y Política Ambiental, Instituto Politécnico Nacional, CIEMAD). Calle 30 de Junio de 1520 s/n, Barrio la Laguna Ticomán C.P. 07340 Del. Gustavo A. Madero, Ciudad de México, México. Tel. 57296000. npmsevilla@gmail.com

Dra. María Nancy Herrera Moreno (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. nherrera_m@hotmail.com

Jesús Ramón López Pillado (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa) estudiante de Maestría. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. ramonlopez.p@hotmail.com

Calidad sanitaria del agua en playas recreativas

Claudia Esmeralda León-López, José Alfredo Arreola-Lizárraga
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

Resumen

Las playas son ecosistemas costeros cuyo servicio ecosistémico más representativo a la sociedad es la recreación. Esta contribución, tiene el objetivo de proporcionar una síntesis de los enfoques de investigación científica, así como de los esfuerzos de programas de gobierno en calidad sanitaria del agua en playas recreativas de México. La calidad sanitaria del agua de las playas requiere mantenerse por debajo de los 200 NMP/100 mL de enterococos fecales y esto representa un desafío en términos de investigación científica, control de fuentes de contaminación e implementación de programas de gobierno. Los esfuerzos de investigación científica se deben incrementar y ampliar los enfoques de estudio, hacia el manejo integral de playas que apoyen el logro y mantenimiento de certificaciones en playas recreativas. La identificación de las fuentes de contaminación en cada una de las playas recreativas del país y su control mediante tratamiento de aguas residuales urbanas y la infraestructura de servicios requiere mayor atención. El Programa Playas Limpias, es un acierto de política de gobierno que debe incrementar su efectividad y expandirse más allá de las playas de destinos turísticos.

Palabras claves

Playas, calidad del agua, contaminación bacteriana, manejo de playas.

Abstract

Beaches are the coastal ecosystems whose service more representative to society is recreation. This contribution aims to provide a synthesis of approaches to scientific research and efforts of government programs about water quality of recreational beaches from Mexico. The water quality of the beaches must kept below 200 CFU/100 mL fecal enterococci and this represents a challenge in terms of scientific research, pollution sources control, and implementation of government programs. Scientific research efforts,

should increase and broaden the study approaches towards the integrated management of beaches that support the achievement and maintenance of certification in recreational beaches. Identification of pollution sources in each one recreational beaches in the country as such as its control by sewage treatment, and infrastructure services requires attention. The Clean Beaches Program is a right government policy, but it should increase its effectiveness and expand beyond the beaches of tourist destinations.

Keywords

Beaches, water quality, bacterial pollution, beaches management.

Introducción

Las playas comprenden aproximadamente el 40% de las costas del mundo y se definen, como unidades geomorfológicas conformadas por la acumulación de sedimentos no consolidados, están delimitadas por la marea baja del lado del mar y por el límite que produce la acción del oleaje de tormenta del lado de la tierra; en ellas interaccionan el viento, el agua y la arena en un ambiente muy dinámico (Komar 1998). Las playas tienen funciones ecológicas tales como la protección, anidación, alimentación y reproducción de distintas especies marinas. También ofrecen servicios ecosistémicos a la sociedad tales como la recreación, protección contra eventos de tormenta, explotación de arena, minerales o materiales pétreos. Es importante tener en consideración, que las playas son ecosistemas ecológicamente muy sensibles a cambios, tanto de origen natural, como antropogénico (Defeo 2008; Schlacher et al., 2008).

El servicio ecosistémico de recreación que brindan las playas es muy importante, porque favorece el desarrollo de una industria turística con generación de empleos y divisas (Enríquez- Hernández 2003). Por ello, mantener buena calidad sanitaria del agua y proporcionar

infraestructura apropiada en playas recreativas, es un asunto clave de gestión para garantizar la protección de la salud a los usuarios y mantener el turismo.

En México, la afluencia de turistas nacionales e internacionales a las playas recreativas se está incrementando (COFEPRIS 2013). Por esto, es importante conocer la condición sanitaria de las playas recreativas, así como orientar su manejo, a mantener los servicios que brindan estos ecosistemas.

Objetivo general

Proporcionar una síntesis de los enfoques de investigación científica y programas de gobierno, orientados a la gestión de la calidad sanitaria del agua en las playas recreativas de México.

Desarrollo

Calidad sanitaria del agua en playas

Estudios en el agua de playas, indican que las enfermedades de las mucosas, de la piel y digestivas observadas en bañistas, están directamente relacionadas con los niveles de contaminación fecal (COFEPRIS 2013).

Los baños en el mar, así como los deportes acuáticos y playeros, pueden ser un riesgo a la salud pública, si el agua de playas recreativas presenta condiciones insalubres. Aunque son muchas las enfermedades en las que el agua participa como mecanismo de transmisión, existe un grupo de infecciones denominadas gastrointestinales o de transmisión feco-hídrica, en las que el agua, es el principal mecanismo responsable. Todos los agentes que se eliminan por las heces y la orina de enfermos y portadores, pueden llegar al agua en cantidades suficientes, como para producir infecciones hídricas (fiebre tifoidea, disentería bacilar y amebiana, cólera hepatitis, etc.) (Molina-López *et al.* 2014).

La contaminación, puede ser ocasionada principalmente, por el vertido de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas, cursos de agua contaminada provenientes de la lluvia o de subsuelo, descarga de ríos con agua contaminada y defecación directa de los bañistas en el agua o en la arena de las playas (Vergaray *et al.* 2011). En México, se estima que el 58 % de las aguas residuales generadas por los centros urbanos y el 81 % generadas por las industrias en el país, son vertidas sin tratamiento o con insuficiente tratamiento a ríos y mares (CONAGUA 2011a). Esto muestra la necesidad de una revisión

exhaustiva de las fuentes de contaminación en cada una de las playas recreativas del país para orientar la gestión y regulación ambiental.

Diversas contribuciones científicas han abordado la problemática sanitaria del agua en playas recreativas, aportando evidencia de la condición sanitaria del agua, utilizando: bacterias fecales como indicadores biológicos (*v.gr.*, Tomoyuki *et al.* 2004; Bonilla *et al.* 2007; Vergaray *et al.* 2011; Pinto *et al.* 2012; Mangala *et al.* 2013); indicadores virales y bacteriológicos (*v.gr.*, Ibarluzea *et al.* 2007; Wong *et al.* 2009); múltiples métodos de seguimiento de vectores de contaminación a playas, como análisis microbiológicos, análisis de resistencia a antibióticos y fluorometría (*v.gr.*, Dickerson *et al.* 2007; Furukawa *et al.* 2010); indicadores de calidad del agua, asociando el riesgo de enfermedades en playas con fuentes no puntuales de contaminación (Colford *et al.* 2007); métodos rápidos de evaluación, para mostrar la relación entre enfermedades gastrointestinales e indicadores fecales de la calidad del agua (Wade *et al.* 2010); evidencia de las fuentes de contaminación provenientes de escorrentías de cuencas, posterior a eventos de tormentas (Griffith *et al.* 2010) y valoración del riesgo de contaminación de aguas recreativas y vigilancia sanitaria de playas (Molina-López *et al.* 2014). Asimismo, el incremento de la demanda del uso de las playas con fines recreativos, ha fomentado la realización de estudios, sobre los procesos morfo-dinámicos que actúan sobre estas, el ordenado uso turístico de las playas, el diseño y dimensionamiento de obras de protección (Anfuso *et al.* 2006).

En México, el esfuerzo de investigación realizado en el tema de calidad sanitaria de las playas, ha contribuido a mostrar la condición de algunas playas recreativas, Cortez-Lara (2003) evaluó la concentración de bacterias coliformes fecales en playas de Bahía Banderas Jalisco-Nayarit, durante los años 2000-2002 y observó problemas de contaminación microbiana; Orozco-Borbón *et al.* (2006) estudiaron 29 sitios (19 playas y 10 descargas) desde la frontera con Estados Unidos, hasta Punta Banda, Baja California, y observaron que las playas superaron los estándares de calidad del agua, en un 25% en verano y 17% en invierno; Silva-Iñiguez *et al.* (2007) mostraron que la afluencia de turistas, impactó con pérdida de calidad sanitaria del agua de mar, en la playa Boquita de Miramar, Manzanillo; Flores-Mejía *et al.* (2012) evaluaron la calidad sanitaria y

mostraron evidencia de contaminación bacteriana en tres playas de uso recreativo de Acapulco, Guerrero; Galván-Mendoza (2013) evaluó la calidad del agua de las playas recreativas del norte de Tuxpan, Veracruz y observó la máxima contaminación por enterococos durante julio. Adicionalmente Silva-Iñiguez *et al.* (2013) evaluó la aptitud recreativa de las seis playas más importantes de Manzanillo, con base en indicadores de calidad estética, calidad bacteriológica y atributos biofísicos de estas playas y observó diferencias entre las playas, donde la playa San Pedrito tuvo la mejor aptitud recreativa.

Estos antecedentes, muestran la necesidad de incrementar el esfuerzo de investigación científica en calidad sanitaria de playas recreativas en México.

Normatividad

La Organización Mundial de la Salud (OMS), presentó una guía de “directrices para ambientes seguros de aguas recreativas”, con el objetivo de

proporcionar las bases para el establecimiento de normas sanitarias, sugiriendo una serie de criterios (Tabla 1), que consideran los riesgos a la salud que se pueden presentar según la concentración de enterococos (OMS 2003).

En México, la normatividad que aborda la regulación y control sanitario de las playas, está representada por dos normas publicadas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales:

1. NMX-AA-120-SCFI-2006 que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas (D.O.F. 2006) y que considera: delimitación geográfica, calidad bacteriológica del agua (enterococos fecales 100 NMP / 100 mL), residuos sólidos, infraestructura costera, biodiversidad, seguridad y servicios, educación ambiental, y contaminación por ruido (playas de conservación).

2. NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (D.O.F. 1996).

Tabla 1. Criterios de calidad del agua para uso recreativo de contacto primario (OMS 2003).

Intervalo de Enterococos NMP / 100 mL	Calidad Bacteriológica para Enterococos
0- 40	<1% riesgo enfermedades GI / <0.3 riesgo enfermedades RFA
41 – 200	1–5% riesgo enfermedades GI / 0.3–1.9% riesgo enfermedades RFA
201 – 500	5–10% riesgo enfermedades GI / 1.9–3.9% riesgo enfermedades RFA
>500	>10% riesgo enfermedades GI / >3.9% riesgo enfermedades RFA

Abreviaciones: NMP =Número Más Probable, RFA = Respiratorias Febriles Agudas, GI = Gastro-Intestinales

Programa Playas Limpias en México

En México, el Programa Playas Limpias (PROPLAYAS) se implementó en 2003, con el propósito de promover el saneamiento de las playas y realizar acciones orientadas a proteger la salud de los usuarios, mejorar la calidad ambiental e incrementar los niveles de competitividad de los destinos turísticos con playas. En el PROPLAYAS participan la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Secretaría de Salud (SS), la Secretaría de Marina (SEMAR), la Secretaría de Turismo (SECTUR), la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios

(COFEPRIS), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), gobiernos estatales y municipales, así como diversas organizaciones de la sociedad civil. Con esta base interinstitucional, se han establecido 39 Comités de Playas Limpias, encargados de dar seguimiento a las actividades del PROPLAYAS. Desde el 2003 se inició una campaña de monitoreo, con el fin de determinar la calidad del agua de mar para uso recreativo de contacto primario, en playas con destinos turísticos de los 17 estados costeros, cuyo número se ha ido incrementando (Tabla 2). El compromiso de monitoreo ha recaído desde entonces en la Secretaría de Salud, a través de la

Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (CONAGUA 2011b).

Actualmente, el PROPLAYAS abarca 164 km de los 11,122 km de línea costera del país, e incluye a 250 playas con 325 sitios de muestreo en 55 destinos turísticos de los 17 estados costeros de México. Estos sitios son monitoreados por las Autoridades Sanitarias Estatales, en coordinación con la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (CONAGUA 2013). La estrategia de muestreo establecida por el PROPLAYAS consiste en: (1) muestreos pre vacacionales (semana santa, verano y diciembre), con un mínimo de seis muestras distribuidas a lo largo de dos semanas previas al periodo vacacional y (2) muestreos mensuales, sujetos a decisión de la autoridad de Salud Estatal (COFEPRIS 2013).

La evaluación de la calidad del agua en playas, se realiza con base en indicadores bacterianos y los usados comúnmente corresponden a Coliformes Totales, Coliformes Fecales y Enterococos (Griffin *et al.* 2001). El indicador bacteriológico más eficiente para evaluar la calidad del agua de mar de uso recreativo de contacto primario son los enterococos fecales, debido a que resisten las condiciones del agua de mar. En particular, el grupo de *Enterococcus faecalis* es un subgrupo de los estreptococos fecales que están adaptados para desarrollarse en agua con 6.5 % de cloruro de sodio, 9.6 de pH e intervalo de 10 – 45 °C (COFEPRIS 2013). Además de simular mejor las características de sobrevivencia de rotavirus humano, considerado el agente etiológico de gastroenteritis de mayor prevalencia en niños

hospitalizados y la causa de muerte infantil más importantes en el mundo (Vergaray *et al.* 2011).

Hasta junio 2010, el 86 % de las playas monitoreadas por el PROPLAYAS cumplieron con los criterios establecidos de 500 NMP/100 mL para enterococos fecales (CONAGUA 2011b). Sin embargo, a partir de esa fecha, la COFEPRIS estableció en 200 NMP/100 mL enterococos el riesgo de calidad sanitaria del agua en playas recreativas. Esto para proporcionar mayor protección a la salud, debido a que la probabilidad de enfermedad será < 10 %, tanto en enfermedades gastrointestinales como en respiratorias agudas, por una sola exposición. Este nuevo criterio implicó que, a partir de 2010, se observó una disminución en el porcentaje de playas que cumplen con concentraciones de enterococos < 200 NMP / 100 mL (Tabla 2).

En el marco del PROPLAYAS, desde 2003, se llevan a cabo encuentros anuales de los comités de playas limpias y los tres órdenes de gobierno, para compartir experiencias de los destinos turísticos costeros, así como para presentar avances de los trabajos en materia del monitoreo de la calidad del agua, saneamiento, educación y cultura del agua, gestión de los residuos sólidos, investigación y certificación de playas. El XI encuentro nacional de playas limpias, se llevó a cabo en Cancún, Quintana Roo, del 24-27 de junio del 2015. En este encuentro, se informó que se contaba con 33 playas certificadas bajo la norma mexicana NMX-AA120-SCFI-2006 y 19 playas, un balneario y una marina con la certificación Bandera Azul (CONAGUA 2015).

Tabla 2. Síntesis histórica del monitoreo del Programa Playas Limpias (CONAGUA 2013).

Año	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Estados	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
Destinos turísticos	35	37	44	45	46	53	52	52	53	55
Playas	226	209	259	274	276	334	246	245	248	250
Playas que cumplen niveles de calidad (%)	80	73	83	79	90	93	92	71	77	79



Figura 1. Calidad bacteriológica del agua de las playas de los destinos turísticos (CONAGUA 2013).

El estado de Sonora cuenta con 5 destinos turísticos (Bahía de Kino, Guaymas, Huatabampo, Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado), donde 16 playas están incluidas en el Programa Playas Limpias, las cuales, en los últimos tres años, han cumplido con lo establecido en la normatividad mexicana (Fig. 1), según la Secretaría de Salud y la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios

(<http://www.semarnat.gob.mx/temas/estadisticas-ambientales/programa-de-playas-limpias>).

El monitoreo de la calidad del agua en playas recreativas debe mantenerse y fortalecerse, pero además de la calidad del agua, también se debe considerar la evaluación de la arena. La razón es que la arena es un componente importante de la playa y los usuarios mantienen un contacto más prolongado con la arena que con el agua, especialmente los niños, con el agravante de que la arena puede acumular contaminantes eventuales, como excretas de mascotas, animales silvestres y residuos de diversa índole que son depositados por las corrientes de agua y los visitantes (Gonzales y Emiliani 2005; Velonakis *et al.* 2014).

Perspectivas

El Programa Nacional de Desarrollo (2013-2018), incorporó el objetivo de "impulsar y orientar un crecimiento verde incluyente y facilitador, que preserve nuestro patrimonio natural al mismo tiempo que genere riqueza, competitividad y empleo, mediante la estrategia de fortalecer la política nacional de cambio climático y cuidado al medio ambiente para transitar hacia una economía competitiva, mediante la línea de acción de ampliar la cobertura de infraestructura y programas ambientales que protejan la salud pública y garanticen la conservación de los ecosistemas y recursos naturales". Con base en lo anterior, la calidad sanitaria y ambiental de las playas recreativas, representa parte de este objetivo nacional y debe trabajarse en su cumplimiento con mayores esfuerzos gestión y de investigación científica.

Conclusiones

Las calidad sanitaria del agua en las playas recreativas de México, requiere mantenerse por debajo de los 200 NMP/100 mL de enterococos fecales y esto representa un desafío en términos de investigación científica, control de las fuentes de

contaminación y en la efectiva implementación de del Programa Playas Limpias. Los esfuerzos de investigación científica, se deben incrementar y ampliar los enfoques de estudio hacia el manejo integral de playas, que apoyen el logro y mantenimiento de certificaciones en playas recreativas. El Programa Playas Limpias, es un acierto de política de gobierno que debe incrementar su efectividad, hasta alcanzar la certificación de todas las playas recreativas que representan destinos turísticos y además expandirse más allá de las playas de destinos turísticos, así como ampliar los criterios de evaluación, considerando en la normatividad la evaluación sanitaria de la arena.

Agradecimientos

Claudia Esmeralda León López, agradece al CONACyT la beca otorgada para realizar estudios de doctorado en el Programa de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. (CIBNOR, S.C.). Este estudio se realizó en el marco de la línea estratégica de investigación, “Condición de Sistemas Costeros y su Tendencia Ambiental” del CIBNOR, S.C.

Referencias

- Anfuso, G., Bello E., Benavente J., Nachite D., Macias A. (2006). “Características y variabilidad volumétrica de las playas del litoral entre Ceuta y Cabo Negro (Marruecos)”. *Ciencias Marinas*, 32 (3), 579-588.
- Bonilla, T., Nowosielski K., Cuvelier M., Hartz A., Green M., Esiobu N., McCorquodale D., Fleisher J., Rogerson A. (2007). “Prevalence and distribution of fecal indicators organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated whit beach sand exposure”. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1472-1482.
- COFEPRIS. (2013). Lineamientos para agua de contacto. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. 14p. <http://www.cofepris.gob.mx/Paginas/Playas%20Limpias/Programa%20Integral%20de%20Playas%20Limpias/LineamientosCalidadAgua.aspx>
- CONAGUA. (2011a). Estadísticas del agua en México, edición 2011., SEMARNAT-CONAGUA, México, D.F. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.PDF>
- CONAGUA. (2011b). Monitoreo Programa Playas Limpias. Comisión Nacional del Agua. 11 de Noviembre de 2011. <http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=4&n2=45&n3=57>
- CONAGUA. (2013). Memorias 9° encuentro de playas limpias. Comisión Nacional del Agua. 20 de agosto del 2013. <http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=4&n2=45&n3=351&n4=335>
- CONAGUA. (2015). Memorias 11° encuentro de playas limpias. Comisión Nacional del Agua. 26 de junio del 2015. Comunicado de Prensa No. 417-15. <http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=4&n2=45&n3=434&n4=434>
- Colford, J., Wade T., Schiff K., Wright C., Griffith J., Sandhu S., Burns S., Sobsey M., Lovelace G., Weisberg S. (2007). “Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination”. *Epidemiology*, 18 (1), 27-35.
- Cortez-Lara, M. (2003). “Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la franja litoral de Bahía de Banderas Jalisco-Nayarit”. *Revista Biomédica*, 14 (2), 121-123.
- Defeo, O. (2008). “Threats to Sandy Beach Ecosystems: A review”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81, 1-12.
- Dickerson, J. W., Hagedorn C., Hassall A. (2007). “Detection and remediation of human-origin pollution at two public beaches in Virginia using multiple source tracking methods”. *Water Research*, 41, 3758-3770.
- D.O.F. (1996). Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. NOM-001-ECOL-1999. Diario Oficial de la Federación. 24 de junio 1996. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997
- D.O.F. (2006). Norma Mexicana, que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas. NMX-AA-120-SCFI-2006. Diario Oficial de la Federación 06 de julio del 2006. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa120-06.pdf>

- Enríquez-Hernández, G. (2003). "Criterios para evaluar la aptitud recreativa de las playas en México: una propuesta metodológica". *Gaceta Ecológica*, 68, 55-68.
- Flores-Mejía, M., Flores-Hernández, M., Ríos-Miranda. (2012). "Evaluación de la calidad ambiental en playas de uso recreativo (Acapulco, Gro.)", 127-138. En: Pica-Grandados Y., Ramírez-Romero P. (eds.) Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*.
- Furukawa, T., Yoshida, Y., Suzuki. (2011). "Application of PFGE to source tracking of faecal pollution in coastal recreation area: a case study in Aoshima Beach, Japan". *Journal of Applied Microbiology*, 110, 688-696.
- Galván-Mendoza, A. (2013). "Calidad bacteriológica y riesgo sanitario de las playas norte de Tuxpan Ver". Tesis de Especialización, Universidad Veracruzana, Veracruz, México.
- Gonzales, S., Emiliani F. (2005). "Caracterización preliminar de la calidad microbiológica de la arena en las playas". *Natura Neotropicalis*, 36, 81-84.
- Griffin, D., Lipp E., McLaughlin M., Rose J. (2001). "Marine recreation and public health microbiology: quest for the ideal indicator". *BioScience*, 51(10), 817-825.
- Griffith, J.F., Schiff K.C., Lyon G.S., Fuhrman J.A. (2010). "Microbiological water quality at non-human influenced reference beaches in southern California during wet weather". *Marine Pollution Bulletin*, 60, 500-508.
- Ibarluzea, J., Moreno B., Serrano E., LarburuK., Maiztegi M., Yarzabal A., Santa-Marina L. (2007). "Somatic coliphages and bacterial indicators of bathing water quality in the beaches of Gipuzkoa, Spain". *Journal of Water and Health*, 5(3), 417-426.
- Komar, P.D. (1998). "Beach Processes and Sedimentation", 2da. ed., Prentice Hall, Englewood Cliffs, N. J.
- Molina-López, M., García-Ruiz E., Espigares-Rodríguez E., Espigares-García M., Fernández-Crehuet M., Moreno-Roldán E. (2014). "Valoración del riesgo de contaminación de aguas recreativas. Vigilancia sanitaria de las playas en España". *Higiene y Sanidad Ambiental*, 14(2), 1191-1195.
- Mangala, S., K. Soo Chen, S. Norkhadijan y S. Ismail. (2013). "Indicators of microbial beach water quality: Preliminary findings from Teluk Kemang beach, Port Dickson (Malaysia)". *Marine Pollution Bulletin*, 76: 417-419
- OMS. (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1 Coastal and fresh waters. Organización Mundial de la Salud. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf
- Orozco-Borbón, M., Rico-Mora R., Weisberg S., Noble R., Dorsey J., Leecaster M., McGee C. (2006). "Bacteriological water quality along the Tijuana-Ensenada Baja California, México shoreline". *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1190-1196.
- Pinto, K., E. Hachich, M. Sato, M. Di-Bari, M. Coelho, M. Matté, C. Lamparelli y M. Razzolini. (2012). "Microbiological quality assessment of sand and water from three selected beaches of South Coast, Sao Paulo State, Brazil". *Water science & technology*. 66. (11): 2475-2482.
- Schlacher, T.A., Schoeman D.S., Dugan J., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A. (2008). "Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts". *Marine Ecology* 29:70-90.
- Silva-Iñiguez, L., Gutiérrez-Corona C., Galeana-Miramontes L., López-Mendoza A. (2007). "El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica del agua de mar". *Gaceta Ecológica*, 82, 69-76.
- Silva-Iñiguez, L., Gutiérrez-Corona C., Pérez-López R., Sosa-Avalos R., López Magaña S. (2013). "Playas y manejo aptitud recreativa en playas turísticas de Manzanillo, Colima, México". *European Scientific Journal*, (4), 331-340.
- Tomoyuki, S., Solo-Gabriele H., Fleming L., Elmira S. (2004). "Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment". *Water Research*, 38, 3119-3131.
- Velonakis, E., Dimitriadi D., Papadogiannakis E., Vatopoulos A. (2014). "Present status of effect of microorganisms from sand beach on public health". *Journal of Coastal Life Medicine*, 2(9): 746-756.

Vergaray, G., Mendez C., Morante H., Gamboa R., Fernandez F. (2011). "Calidad microbiana del agua de playas de Lima y su relación con focos de contaminación". *Revista del Instituto de Investigación RIIGEO*, 14 (27), 73-79.

Wade, T., Sams E., Brenner K., Haugland R., Chern E., Beach M., Wymer L., Rankin C., Love D., Li Q., Noble R., Dufour A. (2010). "Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study". *Environmental Health*, 66 (9), 1-14.

Wong, M., Kumar L., Jenkins T., Xagorarakis I., Phanikumar M., Rose J. (2009). "Evaluation of public health risks at recreational beaches in Lake Michigan via detection of enteric viruses and a human-specific bacteriological marker". *Water Research*, 43, 1137-114.

Contacto

Claudia Esmeralda León López, Maestra en Ciencias, estudiante de doctorado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C., Km 2.3 carretera a Las Tinajas predio El Tular S/N A.P.349 C.P. 85454 Guaymas, Sonora, (622) 22 1 22 37, cleon@pg.cibnor.mx

José Alfredo Arreola Lizárraga, Doctor en Ciencias, Investigador Titular, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C., Km 2.3 carretera a Las Tinajas predio El Tular S/N A.P.349 C.P. 85454 Guaymas, Sonora, (622) 22 1 22 37, aarreola04@cibnor.mx

Estimación de la sequía a partir de indicadores oceánicos y continentales

Omar Llanes-Cárdenas. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
Mariano Norzagaray-Campos. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
María Nancy Herrera- Moreno. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa
Patricia Muñoz-Sevilla. Instituto Politécnico Nacional, CIEMAD
Jesús Ramón López-Pillado. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

Resumen

Dentro de las afectaciones que puede generar el cambio climático, está la variabilidad de regímenes de las precipitaciones y evapotranspiración. El objetivo de este trabajo fue conocer la tele conexión entre algunos indicadores oceánicos y continentales dinámicos que modulan las sequías regionales estacionales de verano en el norte de México. Mediante la base de datos del "CLimate COMputing Project" (CLICOM), se recopilaron series históricas mensuales de precipitación y temperatura de 58 estaciones meteorológicas de 6 estados del norte y uno en el sur de México para calcular el índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración estacional de verano con escala de 24 meses (SPEI- 24) para el período 1952-2013. Se calcularon y recopilaron algunos indicadores oceánicos. Se realizaron correlaciones de Pearson y de Spearman entre el SPEI-24 y los indicadores oceánicos. Los resultados evidencian que la estructura de anomalías de precipitación es recurrente, más aún en relación con las anomalías de la AMO y la PDO. Los eventos de sequías en el norte de México, se presentan cuando existen anomalías positivas para la AMO y negativas para la PDO. Las anomalías de la AMO y la PDO, son útiles para explicar la dinámica de sequías en el norte de México.

Palabras clave

Sequías, AMO, PDO.

Abstract

Among the factors that can cause climate change are variability of rainfall regimes and evapotranspiration increase. The goal of this study was to determine the tele connection between of some dynamic oceanic and continental indicators that modulate regional seasonal summer drought in northern Mexico. From the CLimate COMputing database, monthly time

series of precipitation and temperature were extracted for 58 weather stations in six states in northern Mexico and one in southern Mexico to calculate the summer Standardized Precipitation Evapotranspiration Index on a 24-month scale (SPEI-24) for the period 1952–2013. Some oceanic indicators were calculated and compiled. A Pearson correlation and Spearman between SPEI-24 and oceanic indicators was made. The results show that the structure of rainfall anomalies is recurrent, even more in relation with the AMO and PDO anomalies. Drought events in northern Mexico occur when we have positive anomalies for AMO and negatives for PDO. These AMO and PDO anomalies may be useful to explain the dynamics of prolonged droughts in northern Mexico.

Keywords

Droughts, AMO, PDO.

Introducción

En las últimas décadas, la variabilidad del clima ha tenido diversos efectos ambientales y socioeconómicos adversos (Hare, 2003). El IPCC (2013), reportó que algunos de los efectos del cambio climático, se traducirán en cambios en los regímenes de precipitaciones, evapotranspiración y en aumento de la intensidad y número de huracanes y sequías. Wilhite y Glantz (1985) recopilaron más de 150 definiciones de sequía, categorizando a ésta en cuatro grupos fundamentales: sequía hidrológica, sequía agrícola, sequía socioeconómica y sequía meteorológica. La sequía meteorológica es una condición atmosférica caracterizada por un déficit en la cantidad de precipitación y aumento de la evapotranspiración que normalmente se presenta en una región (Guttman, 1999; Komuscu, 1999; Wilhite, 2000; Valiente, 2001). La sequía, es uno de los fenómenos naturales más complejos, menos

entendidos y que a más personas afecta en el mundo. Los efectos de la sequía son acumulativos y pueden permanecer aún después de la culminación del evento; tales características, la distinguen de otros fenómenos ambientales (Wilhite, 2000). Hernández *et al.* (2007) mencionan que la sequía no es una anomalía climática, sino parte del sistema climático global; y uno de los aspectos importantes para identificarlas y evitar afectaciones naturales, es la identificación del fenómeno “sube y baja dominante” representado por las anomalías estandarizadas de precipitación y evapotranspiración (Méndez y Magaña, 2009). En las regiones áridas y semiáridas, como el oeste de África (Askew y Rodda, 1996) y noreste de Brasil (Brant, 2007; Valiente, 2000), es donde se han registrado los mayores desastres naturales asociados a sequías. En México, los estados que históricamente han sido afectados por este fenómeno, están ubicados en la región norte y de acuerdo al orden de severidad de los efectos, se pueden mencionar los siguientes: Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Baja California Sur, Baja California, Sonora, Sinaloa, Zacatecas, San Luis Potosí, Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo y Tlaxcala (CENAPRED, 2001). En la gran parte de la República mexicana; incluyendo la región norte, las lluvias de verano representan alrededor del 60 % de la precipitación total; de ahí la importancia de estudiar la precipitación estacional. Existen diversas metodologías para la identificación de sequías meteorológicas, entre las que destaca el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (*SPEI*), debido a que no solo toma en consideración a la precipitación sino también a la evapotranspiración potencial, la cual es fundamental de acuerdo a la región climática que se esté estudiando (Serrano *et al.*, 2010). El índice *SPEI*, puede calcularse para diferentes escalas de tiempo, dentro de las cuales 3, 6, 12, 24 y 48 meses; son las más usadas. El *SPEI* de verano (junio-septiembre) con escala de 24 meses (*SPEI-24*), es indispensable para estimar la variabilidad de baja frecuencia y analizar eventos de sequía mayores a dos años, evitando el ciclo anual explícito (Serrano *et al.*, 2010). Para estudiar el fenómeno de sequías, se requiere de un análisis de correlación de las anomalías de la Temperatura Superficial del Mar (*TSM*) con las precipitaciones anómalamente bajas en México, además de explorar los mecanismos atmosféricos de teleconexión entre los océanos Pacífico y Atlántico (Diedhiou *et al.*, 1999; Hoerling y Kumar, 2003). La variabilidad de las precipitaciones en México, se originan por la

variabilidad de baja frecuencia de las temperaturas de los océanos Atlántico y Pacífico; y de acuerdo a McCabe *et al.*, (2004), los dos modos principales de variabilidad, son la Oscilación Multidecadal del Atlántico (*AMO*) y Oscilación Decadal del Pacífico (*PDO*). Hoskins y Karoly, (1981), establecieron que generalmente las teleconexiones están relacionadas con ondas estacionarias o con actividad de ondas, que viajan de un punto a otro, como las ondas del este (*OE*). Diedhiou *et al.*, (1999), establecieron que las *OE*, son uno de los sistemas tropicales que transportan humedad y lluvias durante su desplazamiento sobre el territorio mexicano. De ahí la necesidad de analizar el impacto que tienen estos sistemas en las precipitaciones en la región norte de México, así como su conexión con la intensidad del Jet de Niveles Bajos del Caribe (*CLLJ*) y la actividad de *OE*. En particular, no hay análisis dinámicos regionales que relacionen anomalías de indicadores oceánicos (*IO*) con el comportamiento de las sequías en el norte de México.

En este trabajo, se calculó el índice *SPEI-24* en 58 estaciones meteorológicas de seis estados del norte de México (Chihuahua (CHI), Baja California (BC), Durango (DGO), Sinaloa (SIN), Sonora (SON) y Baja California Sur (BCS) con cuatro tipos de clima predominante (muy seco, seco y semisecho, templado subhúmedo y cálido subhúmedo) y una estación en el sur de México (Chiapas (CHIS)) con clima templado subhúmedo, ya que de acuerdo a Méndez y Magaña (2009) entre estados del norte y sur de México se presenta un fenómeno llamado “sube-baja”, el cual se manifiesta cuando ocurren de manera simultánea periodos de sequía en el norte de México y periodos de precipitaciones intensas atípicas en el sur de México y viceversa. EL comportamiento del *SPEI-24*, se asoció con las anomalías de las *OE*, *CLLJ*, *AMO* y *PDO*, mediante un análisis de correlación de Pearson y de Spearman; previa prueba de normalidad.

Objetivo general

Conocer la tele conexión entre algunos indicadores oceánicos y continentales dinámicos que modulan las sequías regionales estacionales de verano en el norte de México.

Los resultados obtenidos en una de las regiones agropecuarias, de pastoreo y con mayor número de humedales Ramsar en México (SIN, SON y BCS) que aunque en algunos estados no dependen de agua dulce, si pueden verse afectados por la pérdida o aumento de biodiversidad debido al aumento de la

concentración de sales por el aumento de la evapotranspiración y decremento de la precipitación. El conocer estos indicadores servirá para predecir futuros eventos de sequías prolongadas principalmente en CHI que se ha caracterizado por el mayor número e intensidad de sequías a nivel nacional, mediante la creación de planes de manejo del agua disponible para minimizar el riesgo de una nula sustentabilidad alimentaria, medioambiental y de riqueza y variedad florística haciendo hincapié en BC y DGO.

Material y métodos

El área de estudio consta de seis estados al norte de México con una superficie total de 753,686 km² corresponde al 38.4 % del territorio nacional. CHIH, BC, DGO, SIN, SON, BCS y para considerar la ocurrencia del fenómeno “sube-baja” entre estados del norte y sur de México también se consideró al sur de México con la estación CHIS y que representan el 12.6, 3.6, 6.3, 2.9, 9.2, 3.8 y 3.7 % del territorio nacional respectivamente.(Figura 1). La temperatura media anual (\bar{T}) y la precipitación acumulada anual (\bar{P}_a) para cada estado es: CHIH ($\bar{T} = 17\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 500\text{ mm}$), BC ($\bar{T} = 18.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 200\text{ mm}$), DGO ($\bar{T} = 17\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 500\text{ mm}$), BCS ($\bar{T} = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 200\text{ mm}$), SIN ($\bar{T} = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 790\text{ mm}$), SON ($\bar{T} = 22\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 450\text{ mm}$) y CHIS ($\bar{T} = 18\text{-}28\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $\bar{P}_a = 1200\text{-}4000\text{ mm}$) (INEGI, 2011; Norzagaray *et al.*, 2013). Mediante la base de datos del “CLimate COMputing Project” (CLICOM), se recopilieron series históricas mensuales de precipitación y temperatura de 58 estaciones meteorológicas con 4 regiones climáticas (muy seca, seca y semiseca, templada subhúmeda y cálida subhúmeda); las series con datos faltantes se completaron agregando el valor promedio de los datos existentes (Bautista *et al.*, 2013). Se determinó el (*SPEI-24*) estacional de verano (junio-septiembre) promedio anual en el período 1952-2013 mediante la expresión desarrollada por Serrano *et al.*, (2010).

Se identificaron anomalías estandarizadas de precipitación y evapotranspiración potencial, mediante gráficos del *SPEI-24* promedio estacional de verano por año por región climática de cada estación meteorológica, en cada uno de los estados de México. Para el *SPEI-24*, solo se tomaron en consideración los valores negativos, debido a que son los valores representativos de ausencia de precipitación y aumento o disminución de la

evapotranspiración potencial promedio, siendo las magnitudes menores caracterizadas por sequías más intensas.

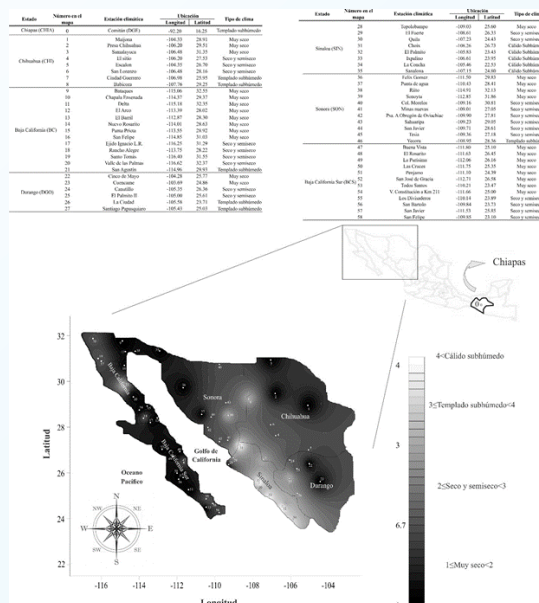


Figura 1. Localización, estaciones meteorológicas y tipo de clima del área de estudio (CHIH, BC, DGO, SIN, SON, BCS y CHIS).

Finalmente, se determinó la frecuencia, duración e intensidad de las sequías. Tomando en consideración lo expuesto por Wilhite (2000), en este estudio se consideró el inicio de la sequía cuando los valores del *SPEI-24* fueron menores a -0.5 ; consecutivamente al menos por dos meses y se clasificó de acuerdo al esquema de la severidad del *SPEI-24*; propuesto por la U.S. Drought Monitor de 1999 (Svoboda *et al.*, 2002), debido a que en la diferencia aproximada de correlación máxima, el índice *SPEI* supera solo en 10 % al índice *SPI* (Serrano *et al.*, 2012). El valor de *VF* se consideró como una medida de la actividad de *OE* en la región, donde a mayor *VF* se asocia una mayor energía debido al paso de las *OE* (Diedhiou *et al.*, 1999). Para determinar la relación entre la actividad de *OE* y la intensidad del *CLLJ*, se calculó la varianza filtrada (*VF*) entre 3 y 9 días del viento meridional para el verano para cada año en la región del mar Caribe. Se tomó un sitio en el mar Caribe (17.5°N y 70°W) dentro del cinturón de trayectorias de las *OE*. El método utilizado para el análisis de la actividad

de las *OE* fue mediante la herramienta computacional TRACK desarrollada por Hodges (1995, 1996), a la cual se alimentó con datos del período de las componentes zonal (*u*) y meridional (*v*) del viento a 700 mb en intervalos de seis horas para los meses de verano y en el nivel de 700 mb, debido a que en este nivel de presión es más clara la señal de las *OE* (Salinas-Prieto, 2006). La intensidad del *CLLJ* se definió por el negativo de las anomalías de viento zonal a 925 mb en la región 12.5-17.5 °N y 70-80 °W (Wang, 2007). Debido a que los vientos de niveles bajos dentro de la región del jet son del este, cuando el índice es positivo (negativo), el *CLLJ* es anómalamente intenso (débil). Las series de tiempo de la *AMO* y la *PDO*, se obtuvieron del sitio web: the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)-Climate Diagnostics Center (CDC) para el período 1952-2013. Previa validación estadística, se aplicó la prueba normalidad de Shapiro Wilk; (Seier, 2002). Con la intención de conocer la relación entre el *SPEI-24* del norte y sur de México y los *IO* se aplicó el índice de correlación de Pearson (*rP*) (Pedhazur, 1997). Los datos que no presentaron distribución normal, se les aplicó el índice de correlación de Spearman (*rS*) por ser el más utilizado y exacto para datos no paramétricos (Press *et al.*, 1992). Los resultados, se compararon con un índice de correlación crítico de Pearson ($rP_{crit.} = 0.211$) y Spearman ($rS_{crit.} = 0.25$); equivalente a un nivel de confianza de 95 % ($\alpha = 0.05$). Las correlaciones, se aplicaron a las variables *SPEI-24* en el norte y sur de México: (CHIH vs CHIS, BC vs CHIS, DGO vs CHIS, BCS vs CHIS, SIN vs CHIS y SON vs CHIS) así como también entre los índices *SPEI-24* del norte y sur de México y los *IO* (*CLLJ*, *VF*, *AMO* y *PDO*): (*SPEI-24* CHIH vs *IO*, *SPEI-24* BC vs *IO*, *SPEI-24* DGO vs *IO*, *SPEI-24* BCS vs *IO*, *SPEI-24* SIN vs *IO* y *SPEI-24* SON vs *IO*). Para la obtención de las correlaciones y las pruebas de normalidad, se utilizó la herramienta de cómputo PAleontological STatistics (PAST) versión 3.08 desarrollado por Hammer (2015).

Resultados y discusión

Para la región climática muy seca, el *SPEI-24* CHIH varió de -2.40 a 2.29 (tabla I) con promedio de -0.08 y el período de mayor intensidad de sequía ($SPEI-24 \leq -0.5$) fue 2010-2013 (-0.79 a -2.40), para la región seca y semiseca el *SPEI-24* CHIH osciló de -2.19 a 1.97 con promedio de -0.08 y el período de mayor intensidad de sequía también fue 2010-2013 (-0.56 a -2.19) y para la región templada subhúmeda, el *SPEI-24* CHIH varió de -2.93 a 2.08 con promedio

de -0.1 y de igual manera, el período de mayor intensidad de sequía fue 2010-2013 (-0.70 a -2.93) (Figura 2a-A). Los resultados de este trabajo coinciden con los reportes de sequía en el norte de México, los cuales señalan que el año 2011, fue el de mayor desastres originados por déficit de agua y superávit de evapotranspiración (CONAZA-SAGARPA, 2011). En la región muy seca, el *SPEI-24* BC varió de -2.31 a 1.53 con promedio de -0.06 y su período de mayor intensidad de sequías fue 1995-1998 (-0.52 a -2.31), para la región seca y semiseca, el *SPEI-24* BC osciló de -2.58 a 2.08 con promedio de -0.03 con mayor intensidad de sequías en el período 1996-1997 (-0.61 a -2.58) y para la región templada subhúmeda, el *SPEI-24* BC varió de -2.19 a 1.87 con promedio de -0.05 y mayor intensidad de sequías en el período 1993-1998 (-0.53 a -2.19) (Figura 2a-B). Para la región muy seca, el *SPEI-24* DGO varió de -2.48 a 1.86 con promedio de -0.07 y con mayor intensidad de sequías en el período 2011-2013 (-0.73 a -2.48), para la región seca y semiseca, el *SPEI-24* DGO osciló de -1.81 a 2.14 con promedio de -0.04 y mayor intensidad de sequías en el período 2007-2013 (-0.55 a -1.81) y para la región templada subhúmeda, el *SPEI-24* DGO varió de -2.36 a 2.13 con promedio de -0.04 y con mayor intensidad de sequías en el período 2012-2013 (-0.60 a -2.36) (Figura 2a-C) (para todos los períodos de mayor intensidad de sequías el *SPEI-24*, se clasificó de seco a extremadamente seco) (tabla I). Este trabajo es pionero en la determinación del índice *SPEI-24* por región climática en el norte de México. Dentro de los escasos trabajos que se encuentran reportados, está el de Núñez *et al.*, (2007), el cual solo señala valores del índice *SPI-12* CHIH con 13 eventos de sequía en el período 1970-2004, donde los de mayor intensidad ocurrieron a finales de 1990. Para la región climática muy seca, el *SPEI-24* SIN varió de -2.70 a 2.51 con promedio de -0.06 y mayor intensidad de sequías en el período 1952-1955 (-0.81 a -2.70) (seco a extremadamente seco), para la región seca y semiseca, el *SPEI-24* SIN osciló de -2.05 a 1.99 con promedio de -0.06 y mayor intensidad de sequías en el período 1998-2005 (-0.59 a -2.05) (seco a extremadamente seco) y para la región cálida subhúmeda, el *SPEI-24* SIN varió de -1.69 a 1.68 con promedio de -0.06 y mayor intensidad de sequías en el período 1998-2005 (-0.52 a -1.69) (seco a severamente seco) (Figura 2b-D).

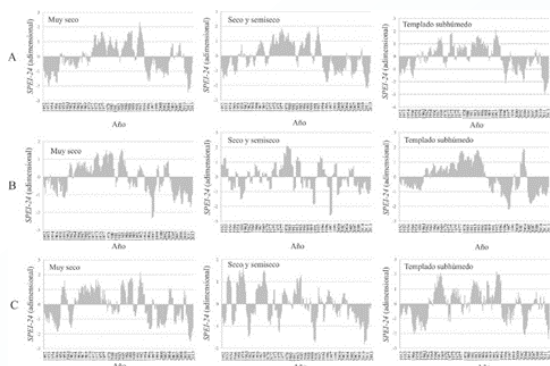


Figura 2a. Variación del *SPEI-24* estacional de verano por región climática (adimensional) de los estados del norte de México: CHIH (A), BC (B) y DGO (C), en el período 1952-2013.

Para la región climática muy seca, el *SPEI-24* SON estacional de verano varió de -1.56 a 2.09 con promedio de -0.05 y mayor intensidad de sequías en el período 1952-1955 (-0.92 a -1.56) (seco a severamente seco), para la región seca y semiseca, el *SPEI-24* SON osciló de -1.84 a 2.05 con promedio de -0.05 y mayor intensidad de sequías en el período 1952-1955 (-0.70 a -1.84) (seco a severamente seco) y para la región templada subhúmeda, el *SPEI-24* SON varió de -2.56 a 2.14 con promedio de -0.06 y mayor intensidad de sequías en el período 2011-2013 (-0.95 a -2.56) (seco a severamente seco) (Figura 2b-E). Para la región muy seca, el *SPEI-24* BCS estacional de verano varió de -2.20 a 1.55 con promedio de -0.07 y mayor intensidad de sequías en el período 2008-2013 (-0.52 a -2.20) (seco a extremadamente seco) y para la región seca y semiseca, el *SPEI-24* BCS osciló de -2.50 a 1.88 con promedio de -0.08 y mayor intensidad de sequías en el período 2010-2013 (-0.77 a -2.50) (seco a extremadamente seco) (Figura 2b-F). En la única estación meteorológica del sur de México (CHIS), que se encuentra en una región climática templada subhúmeda, el *SPEI-24* CHIS varió de -1.94 a 1.99 con promedio de 0.06 y mayor intensidad de sequías en el período 1990-1995 (-0.67 a -1.94) (seco a severamente seco) (Figura 2b-G). Los resultados de este trabajo son similares a los reportados por Méndez y Magaña, (2009), pues ellos señalan que se presentaron 2 eventos de sequía (1953-1957 y 1996-2002) con magnitudes del *SPEI-24* CHIH de 0.5 a -2.2 y 0.5 a -1.5 respectivamente; para *SPEI-24* BC de -1.0 a -2.0 y 0.5 a -1.0, para *SPEI-24* DGO de -0.5 a -2.2 y

0.5 a -2.2, para *SPEI-24* BCS de 1.0 a -1.0 y 0.5 a 1.0, de *SPEI-24* SIN de 0.5 a -1.5 y -0.5 a -1.5, de *SPEI-24* SON de 0.5 a -2.2 y 0.5 a -2.0 y finalmente para *SPEI-24* CHIS de 0.5 a 2.0 y 1.0 a -1.0 clasificando al índice *SPEI-24* de severamente húmedo a extremadamente seco.

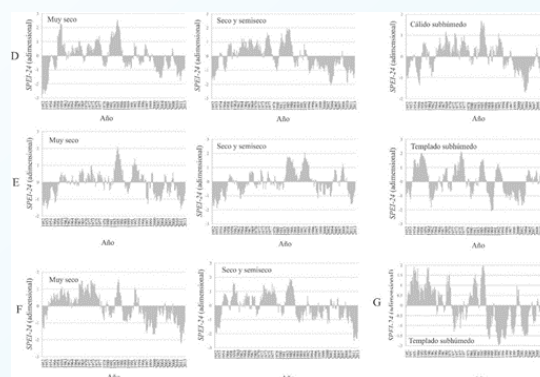


Figura 2b. Variación del *SPEI-24* estacional de verano por región climática (adimensional) de los estados del norte de México: SIN (D), SON (E), BCS (F) y CHIS (G), en el período 1952-2013.

Validación estadística

El *rP* para el *CLLJ* presentó valores positivos, los cuales son los siguientes: *CLLJ* vs *VF*; $rP = 0.2269$, *CLLJ* vs *SPEI-24* CHIH; $rP = 0.3057$, *CLLJ* vs *SPEI-24* BC; $rP = 0.2013$, *CLLJ* vs *SPEI-24* DGO; $rP = 0.2466$, *CLLJ* vs *SPEI-24* SON; $rP = 0.2122$; lo cual indica que cuando el *CLLJ* presenta anomalías negativas (intensificación), los *IO* y *SPEI-24* también se intensificarán, tal como lo indica Méndez y Magaña (2009). Para la *VF*, en los estados de BC, DGO y BCS se presentan *rP* negativas, es decir cuando aumenta la intensidad de *CLLJ* y los indicadores *SPEI-24*, disminuye el número de las *OE*. Para la modulación de eventos de sequía prolongada en el norte de México, las anomalías de la *AMO* y la *PDO* son fundamentales, pues de acuerdo a Méndez y Magaña (2009), las correlaciones de la *AMO* y la *PDO* deben ser inversas, lo cual ocurre en los 6 estados del norte de México ($rP = -AMO$ y $rP = +PDO$), este fenómeno tiene una periodicidad normal de 20 a 30 años. La *PDO* es más ponderante con respecto a la *AMO* para que ocurran desbalances hídricos en el sur de México, pues solo la *PDO* presenta correlación significativa con $rP = -0.3802$ (tabla I). Los valores en negrita, corresponden al *rS*, indican que no presentan una distribución normal con base

en la prueba de Shapiro Wilk. Entre este tipo de correlación no paramétrica, se encuentran las anomalías “sube-baja dominante” de los indicadores de sequía entre el norte y sur de México *SPEI-24* CHIH vs *SPEI-24* CHIS; $rS = -$

0.3347 y *SPEI-24* DGO vs *SPEI-24* CHIS; $rS = -$ 0.2623 (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis estadístico de rP y rS entre los indicadores *SPEI-24* y los *IO* como moduladores de sequías prolongadas en el norte de México

	<i>CLLJ</i>	<i>VF</i>	<i>AMO</i>	<i>PDO</i>	<i>SPEI-24</i> CHIH	<i>SPEI-24</i> BC	<i>SPEI-24</i> DGO	<i>SPEI-24</i> BCS	<i>SPEI-24</i> SIN	<i>SPEI-24</i> SON	<i>SPEI-24</i> CHIS
<i>CLLJ</i>		0.0761	0.9643	0.3766	0.0157	0.1166	0.0534	0.5124	0.5162	0.0977	0.0389
<i>VF</i>	0.2269		0.0571	0.7167	0.3628	0.0008	0.1641	0.0009	0.2678	0.4920	0.4077
<i>AMO</i>	0.0058	0.2429		0.3882	0.0003	7.903E-07	0.0004	1.895E-07	2.333E-06	5.331E-06	0.8299
<i>PDO</i>	0.1143	0.0470	-0.1115		0.0077	0.4886	0.1546	0.7805	0.2012	0.0786	0.0023
<i>SPEI-24</i> CHIH	0.3057	-0.1176	-0.4466	0.3355		0.0005	4.198E-11	0.0066	2.454E-05	5.132E-08	0.0078
<i>SPEI-24</i> BC	0.2013	-0.4132	-0.5798	0.0896	0.4278		0.0003	1.340E-06	0.0132	9.488E-06	0.3669
<i>SPEI-24</i> DGO	0.2466	-0.1789	-0.4364	0.1830	0.7201	0.4447		3.917E-06	2.832E-05	2.889E-07	0.0394
<i>SPEI-24</i> BCS	-0.0848	-0.4108	-0.6051	0.0361	0.3418	0.5698	0.5486		4.915E-07	2.740E-08	0.1547
<i>SPEI-24</i> SIN	0.0840	-0.1429	-0.5590	0.1646	0.5084	0.3130	0.5051	0.5884		1.998E-13	0.2573
<i>SPEI-24</i> SON	0.2122	-0.0889	-0.5422	0.2251	0.6265	0.5298	0.5978	0.6362	0.7722		0.1811
<i>SPEI-24</i> CHIS	-0.2631	-0.1070	-0.0278	-0.3802	-0.3347	-0.1166	-0.2623	0.1830	0.1461	-0.1721	

Sin negrita = correlación de Pearson

r crítico de corr. de Pearson = 0.211; $\alpha = 0.05$

Negrita = correlación de Spearman

r crítico de corr. de Spearman = 0.25; $\alpha = 0.05$

= correlación significativa

Conclusiones

Las sequías en los estados del norte de México, se asocian con anomalías “sube y baja dominante” del *CLLJ* y las *OE* (- *CLLJ* y + *VF*). El *CLLJ* tuvo correlaciones significativas con el *SPEI-24* en los estados del norte de México (CHIH, BC, DGO, SON and CHIS) con valores de $rP = 0.3057$, $rP = 0.02013$, $rP = 0.2466$, $rP = 0.02122$ and $rP = -0.2631$ respectivamente, y la *VF* tuvo correlaciones significativas con el *SPEI-24* en los estados del norte de México (BC, DGO y BCS) con valores de $rP = -0.4132$, $rS = -0.1789$ and $rS = -0.4108$ respectivamente. Cuando las anomalías del *SPEI-24* en los estados del norte de México son negativas, las anomalías del *SPEI-24* en el sur de México son positivas y esto causa los periodos prolongados de sequías en estados del norte de México. El *SPEI-24* estacional de verano, permite evaluar el déficit de agua en

los niveles de almacenamiento en presas y acuíferos. Este trabajo provee conocimiento sobre el inicio, duración e intensidad de las sequías en la región del norte de México, que es la más vulnerable a las sequías, debido a que se presentan los climas áridos de México. Teniendo en cuenta las tendencias al incremento de la temperatura en la región norte de México (Llanes *et al.*, 2015), recomienda el uso del índice *SPEI-24* estacional de verano para la monitorización de las condiciones de sequía a escala regional y global.

Agradecimientos

A la Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN por el apoyo económico para desarrollar el proyecto con clave SIP20160664 intitulado: análisis de paleoinundaciones y su relación con la hidroclimatología regional en el valle del Fuerte, Sinaloa.

Referencias

- Askew, A.; Rooda, J. (1996) Addressing arid zone problems. L'hydrologie tropicale: séoscience et outil pour le développement (Actes de la conférence de Paris, mai 1995). *IAHS Publ.* no. 238.
- Bautista, F.A.; Bautista, H.D.A.; Alvarez, O.; Anaya, R.M.; De la Rosa, D. (2013) Software para la identificación de tendencias locales del cambio climático: un caso de estudio en Yucatán, México. *Revista Chapingo*, serie de ciencias forestales y del ambiente: 19(1).
- Brant, S. (2007) Assessing vulnerability to drought in Ceará, northeast Brazil. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science. (Natural Resources and Environment) University of Michigan.
- Brian, J.H.; David, J. K. (1981) The steady linear response of a spherical Atmosphere to thermal and orographic forcing, *Journal of atmospheric sciences*, 38(7): p. 1179-1196.
- CENAPRED. (2001) Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México, D.F.
- CONAZA-SAGARPA. (2011) Análisis de la problemática de la sequía 2011-2012 y sus efectos en la ganadería y la agricultura de temporal, México.
- Núñez, L.D.; Muñoz, RA.; Reyes, G.V.R.; Velasco, V.I. y Gadsden. E.G. (2007) Caracterización de la sequía a diversas escalas de tiempo en Chihuahua, México, *Agrociencia*, 41: p. 253-262.
- Del Barrio, G. (2001) Assessing climate change effects on land use and ecosystems: from regional analysis to the European scale (ACCELERATES), Proyecto de Investigación, V Programa Marco de la Comisión Europea (2001-2003), Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, Almería.
- Diedhiou, A.; Janicot, S.; Vitard, A.; Felice, P.; Laurent, H. (1999) Easterly wave regimes and associated convection over West Africa and tropical Atlantic: Results from the NCEP/NCAR and ECMWF reanalyses. *Climate Dyn.*, 15, p. 795-882.
- Guttman, B.N. (1999) Accepting the standardized precipitation index: a calculation algorithm. *J. Am. Water Res. Assoc.* 35 (2): p. 311-322.
- Hammer, Ø. (2015). PAleontological STatistics Version 3.08 Reference manual.
- Hare, W. L. (2003) "Assessment of knowledge on impacts of Climate Change—Contribution to the Specification of Art. 2 of the UNFCCC: impacts of ecosystems, food production, water and socio-economic systems". [http://www.wbgu.de/wbgu_sn2003_ex01.pdf: 2 de febrero de 2011].
- Hernández, C.; Carrasco, A.M.E.; Alfaro, S.G. (2007) Mitos y realidades de la sequía en México, *Temas Selectos de Geografía de México (I.6.3)*, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Hoerling, M.P.; Kumar, A. (2003) The perfect ocean for drought. *Science*, 299, p. 691-694.
- INEGI. (2011) Instituto Nacional de Estadística y Geografía, libro anual de estadísticas por estado, México, ISSN: 1405-910X, D.F.
- IPCC. (2013) The physical Science Basis.
- Komuscu, A. U. (1999) Using the SPI to analyze spatial and temporal drought patterns in Turkey. *Drought Network News* 11(1): p. 7-13.
- Llanes, C.O.; Norzagaray, C.M.; Muñoz, S.P.; Ruiz, G.R.; Troyo, D.E.; Alvarez, R.P. (2015) Hydroclimatic trends in areas with high agricultural productivity in northern Mexico, *Pol. J. Environ. Stud.*, vol 24(3), p. 1165-1180.
- Mantua, N. J.; Hare, S. R.; Zhang, Y.; Wallace, J. M.; Francis, R. C. (1997) A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 78, p. 1069-1079.
- Matías, M.; Magaña, V. (2009) Regional Aspects of Prolonged Meteorological Droughts over Mexico and Central American, *Journal of climate*, p. 1175-1188.
- McCabe, G. J.; Palecki, M. A.; Betancourt, J.L. (2004) Pacific and Atlantic Ocean influences on multidecadal drought frequency in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101: p. 4136-4141.
- Norzagaray, C.M.; Muñoz, S.P.; Sánchez, V.L.; Capurro, F.L.; Llanes, C.O. (2012) Acuicultura: estado actual y cambios en la investigación en México, *AquaTIC*, 37(1).

Pedhazur, E.J. (1997) Multiple Regression in Behavioral Research (3rd ed.). Orlando, FL: Harcourt Brace.

Press, W.H.; Teukolsky, S.A.; Vetterling, W.T.; Flannery, B.P. (1992) Numerical Recipes in C. Cambridge University Press.

SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca). (2004) Sistema de Información Agropecuaria de Consulta. Versión 1.1, México, D. F.

Salinas-Prieto, J. A. (2006) Dinámica de ondas del este y su interacción con el flujo medio en el Caribe. Tesis de doctorado. disertación, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Ciencias

Seager, R.; Ting, M.; Davis, M.; Cane, M.A.; Naik, J. N.; Li, C.; Cook, E.; Stahle, D.W. (2009) Mexican drought: An observational, modeling and tree ring study of variability and climate change, *Atmósfera*, 22, (1), p. 1-31.

Svoboda, M.; LeComte, D.; Hayes, M.; Heim, R.; Gleason, K.; Angel, J.; Rippey, B. (2002) The Drought Monitor. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83, p. 1181-1190.

Valiente, M. (2000) Evaluación de la vulnerabilidad a la sequía en el nordeste de Brasil mediante indicadores socioclimáticos: Tesis para optar al título de doctor en geografía. Departamento de Geografía Física. Universidad de Barcelona.

Valiente, M. (2001) Sequía: Definiciones, tipologías y métodos de cuantificación. Investigaciones

Valiente, O. (2001) "Sequía: definiciones, tipologías y métodos de cuantificación. España. En: Investigaciones Geográficas N° 26. Instituto Universitario de Geografía. Universidad de Alicante. p. 59-80.

Vicente-Serrano, S.M.; Santiago Beguería,; López-Moreno, J.I. (2010) A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI. *Journal of Climate*. 23: p. 1696-1718.

Serrano, V.; Sergio, M.; Beguería, S.; Lorenzo-Lacruz, J.; Camarero, J.J.; López-Moreno, J.I.; Azorín-Molina, C.; Revuelto, J.; Morán-Tejada, E.; Sánchez-Lorenzo, A. (2012)

Análisis comparativo de diferentes índices de sequía para aplicaciones ecológicas, agrícolas e hidrológicas. Cambio climático. Extremos e impactos. 8° Congreso Internacional de la Asociación Española de Climatología (AEC) (Salamanca, 25-28 sept. 2012).

Wilhite, D.A. (2000) Drought as a natural hazard. In: Drought: A Global Assessment. Wilhite, D. A. (ed). *Routledge Publishers*, London, UK. p. 3-18.

Wilhite, D.A.; Glantz, M. H. (1985) Understanding the drought phenomenon: The role of definitions. *Water Int.* 10: p. 111-120.

Contactos

Omar Llanes Cárdenas (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26 oma_llanes@hotmail.com.

Dr. Mariano Norzagaray Campos (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. mnorzacam@yahoo.com.mx

Dra. María Nancy Herrera Moreno (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa). Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. nherrera_m@hotmail.com

Dra. Patricia Muñoz Sevilla (Departamento de Sociedad y Política Ambiental, Instituto Politécnico Nacional, CIEMAD). Calle 30 de Junio de 1520 s/n, Barrio la Laguna Ticomán C.P. 07340 Del. Gustavo A. Madero, Ciudad de México, México. Tel. 57296000. npmsevilla@gmail.com

Jesús Ramón López Pillado (Departamento de Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-IPN-Sinaloa) estudiante de Maestría. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250. Tel. 016878729625 y 26. ramonlopez.p@hotmail.com

Índices de eutrofización aplicados en lagunas costeras del Golfo de California

Thelma Michelle Ruiz Ruiz, José Alfredo Arreola Lizárraga, Lourdes Morquecho
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Resumen

La eutrofización ocurre cuando el aporte de nutrientes a un ecosistema acuático afecta las funciones y servicios que brinda. Se revisaron casos de estudio de eutrofización y las herramientas de evaluación utilizadas en lagunas costeras del Golfo de California, que en su mayoría son receptoras de aguas residuales sin tratamiento. Se aplicaron los índices de Ignatiades, Karydis, Calidad Ambiental Costera (ICAC), índice de Estado Trófico (TRIX) y el modelo de Evaluación de Estado Trófico Estuarino (ASSETS) los cuales utilizan variables que aportan evidencia de los síntomas y magnitud de la eutrofización, como oxígeno disuelto, concentración de nutrientes, clorofila y cuantificación de macroalgas y microalgas. A la fecha se han evaluado:

- Bahía Concepción (ICAC, calidad buena; Ignatiades, oligo-eutrófico; Karydis, oligo- eutrófico)
- San José (ICAC, calidad buena)
- El Colorado (ICAC, calidad mala)
- Bahía de Mazatlán (Ignatiades, oligo-eutrófico; Karydis, oligo-eutrófico)
- Bahía Guaymas (ASSETS, condición ambiental buena)
- Empalme-El Rancho (TRIX, oligotrófico-mesotrófico)
- La Salada (ICAC, calidad buena; TRIX, oligotrófico-mesotrófico).
- Yavaros (ICAC, calidad buena)

Es necesario incrementar y mantener el esfuerzo de investigación en las lagunas costeras del Golfo de California, para obtener información confiable que permita una adecuada gestión, orientada a prevenir o revertir el proceso de eutrofización.

Palabras clave

Aporte de nutrientes, estado trófico, eutrofización costera, Golfo de California, índices ambientales.

Abstract

Eutrophication occurs when the supply of nutrients in an aquatic ecosystem affects the functions and services of the ecosystem. A review of eutrophication and assessment tools in lagoons of the Gulf of California was performed. Most of these lagoons receive untreated wastewater. The Ignatiades index, Karydis index, Arid Zone Coastal Water Quality Index (AZCI), Trophic Index (TRIX), and Assessment of Estuarine Trophic Status model (ASSETS) were used, based on variables that show evidence of symptoms and magnitude of eutrophication, including dissolved oxygen, nutrient concentration, concentration of chlorophyll a, and quantities of macroalgae and microalgae. Even now, only a few lagoons have been studied.

- Bahía Concepción (AZCI: good; Ignatiades: oligo-eutrophic; Karydis: oligo-eutrophic)
- San José (AZCI: good)
- El Colorado (AZCI: poor)
- Bahía de Mazatlán (Ignatiades: oligo-eutrophic; Karydis: oligo-eutrophic)
- Bahía Guaymas (ASSETS: good environmental condition)
- Empalme-El Rancho (TRIX: oligotrophic-mesotrophic)
- La Salada (AZCI: good; TRIX: oligotrophic-mesotrophic)
- Yavaros (AZCI: good)

Increasing and maintaining research efforts in the lagoons of the Gulf of California is necessary to obtain reliable information for management agencies to prevent or reverse eutrophication.

Keywords

Coastal eutrophication, trophic state, environmental index, nutrients loads, Gulf of California.

Introducción

Una de las amenazas a las que están sujetos los ecosistemas costeros, como lagunas, estuarios y bahías, es el excesivo aporte de nutrientes provenientes de las actividades humanas. Con moderación estos aportes de nutrientes resultan beneficiosos, sin embargo, su exceso puede ser altamente dañino y alterar el funcionamiento del ecosistema.

A escala mundial, se ha observado que las aguas residuales urbanas y el empleo de fertilizantes en la agricultura constituyen la principal fuente de nutrientes antropogénicos que ocasionan el deterioro de la calidad del agua costera y marina, esto se acentúa en países en vías de desarrollo, donde las aguas residuales reciben escaso o nulo tratamiento (Nyenje et al., 2010, Vargas-González et al., 2014).

Estas descargas excesivas de nutrientes generan disturbios ambientales como la eutrofización, considerado uno de los principales problemas ambientales marinos a nivel mundial (Valiela, 2006; Garmendia et al., 2012). La eutrofización se define como “un incremento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema” (Nixon, 1995) y se refiere al aumento de nutrientes en el agua que provoca un crecimiento acelerado de algas y otras plantas que producen trastornos no deseados en el equilibrio biótico y en la calidad del agua (Ferreira et al., 2011), afectando a su vez, la calidad de vida de los habitantes de la zona, las actividades productivas y la salud pública (Andersen et al., 2006; Smith y Schindler, 2009).

Considerando los efectos negativos de la eutrofización, tanto ecológicos como económicos, la detección y la evaluación de sus efectos es un campo de estudio importante para preservar y mejorar el ambiente y mantener las actividades productivas de las aguas costeras y marinas del mundo (Devlin et al., 2011).

Para el control de la eutrofización en los cuerpos de agua costeros se requiere generar conocimiento sobre: su dinámica hidrológica, las fuentes de los nutrientes, la susceptibilidad del sistema y las respuestas que manifiestan por el ingreso de nutrientes. Para lograr esto, es necesario definir y utilizar indicadores, índices o relaciones de las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos (Mendoza-Salgado et al., 2005), que estén relacionados con los factores causantes (carga de nutrientes), el grado en que se manifiestan algunos síntomas del problema y que permitan describir la situación general actual y entender la respuesta de los ecosistemas a la influencia de los

Aportes de nutrientes (Ferreira et al., 2007, Devlin et al., 2011).

A partir de 1960 y hasta la actualidad, se han desarrollado numerosas metodologías para evaluar cuantitativamente la eutrofización, basadas en la medición de diferentes parámetros como la concentración de nutrientes (N y P), clorofila *a*, transparencia, oxígeno disuelto, productividad primaria, etc. (Contreras-Espinosa et al., 1994; Ignatiades et al., 1992, 2005; Justice, 1991; Karydis, 2009; Nixon, 1995; Primpas et al., 2009; Viaroli y Christian, 2003; Vollenweider et al., 1998) y se han desarrollado índices y modelos más complejos que además incluyen medidas de presión antropogénica, variables biológicas (dinámica del fitoplancton, cambios en comunidades vegetales y animales) y toman en cuenta las características hidrográficas del sitio, como los índices TRIX-Índice Trófico (Vollenweider et al., 1998), EPA NCA WQI-Índice de Calidad del Agua de la Agencia Nacional de Protección Ambiental de EUA (USEPA, 1991), ASSETS-Modelo de Evaluación del Estado Trófico Estuarino (Bricker et al., 2003), TWQI/LWQI-Índice de Calidad del Agua Transicional (Giordani et al., 2009), Procedimiento Completo de OSPAR (OSPAR, 2002, 2008), WFD-Índice de la Directiva Marco del Agua Europea (Devlin et al., 2011), HEAT-Herramienta para la Evaluación de la Eutrofización (HELCOM, 2009), IFREMER (Souchu et al., 2000), STI (Ignatiades, 2005), entre otros.

Sin embargo, el desarrollo de índices de eutrofización costera ha sido complicado, debido a la dificultad para distinguir entre un proceso de eutrofización natural y uno inducido por aportes de nutrientes antropogénicos, así como la diversidad de factores de impacto, la variación en la respuesta de los ecosistemas y la alta diversidad espacio-temporal en las zonas costeras (Painting et al., 2007), por lo que su efectividad ha tenido limitaciones (Ferreira et al., 2007).

Es fundamental que los índices sean lo suficientemente flexibles para detectar la variabilidad natural y adaptarse a las características particulares de las distintas zonas costeras del mundo (Andersen et al., 2010; Ferreira et al., 2011), debido a que cada sistema costero es único y no todas las metodologías se podrán utilizar en todos ellos con igual confiabilidad. Además, se deben tener en cuenta las limitaciones y diferencias metodológicas de

cada índice o modelo, como las consideraciones espaciales, tiempo y frecuencia de muestreo, condiciones de referencia y valores umbral, indicadores de la columna de agua e indicadores biológicos, que pueden influir o impactar en los resultados de la evaluación de la eutrofización (Devlin et al., 2011). Debido a esto, Ferreira et al. (2007) destacaron la necesidad de homogenizar los criterios y parámetros a evaluar y de tomar en cuenta las diferencias particulares en cada sistema costero. Es importante señalar que el desarrollo de los índices y modelos de eutrofización, no está mediado por un interés académico, sino para establecer políticas de legislación ambiental orientadas a identificar y abatir las causas que producen el proceso de eutrofización (Duarte et al., 2009). Por lo tanto, el estudio de la eutrofización también debe ser competencia de los gestores ambientales, debido a que la causa de este problema es la falta o inadecuada gestión de las diferentes actividades productivas humanas realizadas en las cuencas hidrológicas (en la zona costera y en el continente). A pesar de la diversidad de metodologías para evaluar la eutrofización costera a nivel mundial, en

el Golfo de California se han utilizado únicamente cuatro índices Karydis (Karydis et al., 1983), Ignatiades (Ignatiades et al., 1992), TRIX (Vollenweider, 1998), ICAC (Mendoza-Salgado et al., 2005); y el modelo ASSETS (Bricker et al., 2003). Su elección se ha dado principalmente con base en los requerimientos de información de cada metodología y el esfuerzo de muestreo requerido para generarla. Los requerimientos de información de los índices y del modelo antes mencionados es variable, mientras que el índice de Ignatiades, Karydis e ICAC se basa exclusivamente en los factores causantes (nutrientes), el índice TRIX y el modelo ASSETS integran indicadores de estado (presencia y magnitud de algunos síntomas de eutrofización) y ASSETS va más allá tomando en cuenta la respuesta de la gestión costera (Figura 1). Aunque los resultados y clasificación de cada metodología son diferentes, proporcionan una aproximación del estado actual del sistema evaluado que puede permitir orientar estrategias de manejo adecuadas a cada sitio en particular.

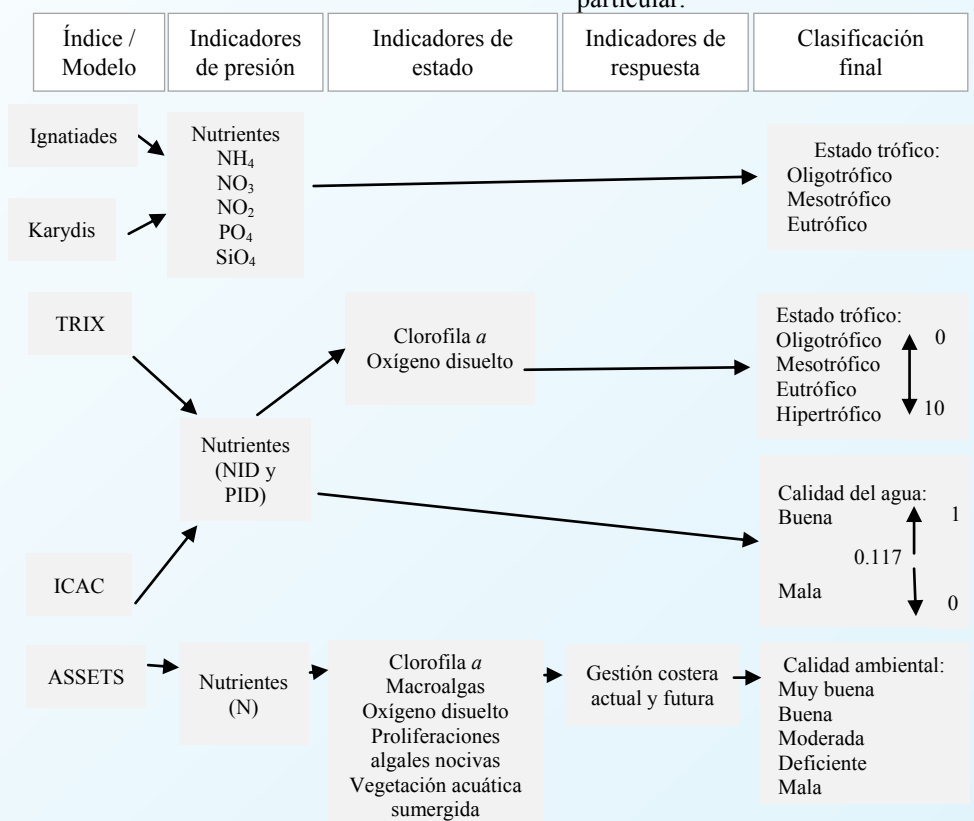


Figura 1. Características generales y requerimientos de información de los índices y/o modelos de eutrofización costera utilizados en el Golfo de California.

Objetivo general

Presentar una revisión de los casos de estudio de eutrofización y las herramientas de evaluación utilizadas en lagunas costeras del Golfo de California.

Materiales y métodos

Se realizó una investigación documental basada exclusivamente en artículos científicos, libros y capítulos de libros, sobre la evaluación de la eutrofización en lagunas costeras del Golfo de California.

Resultados y discusión

En México, los cuerpos de agua costeros están sujetos a diversas presiones antropogénicas como la pesca, la acuicultura, la agricultura, la minería, el turismo, y el crecimiento urbano, que han llevado a desarrollar un alto grado de contaminación (Lara-Lara et al., 2008). Los indicadores generales de calidad del agua muestran que el 73% de los cuerpos de agua mexicanos están contaminados, y que más del 80% de las descargas de los centros urbanos e

industriales se vierten sin tratamiento previo (CONAGUA, 2012).

El Golfo de California refleja la realidad nacional, las lagunas costeras de esta región son receptoras de aguas residuales generadas por actividades agrícolas, pecuarias, acuícolas y urbanas, las cuales son vertidas con escaso o nulo tratamiento e incorporan nutrientes (Arreola-Lizárraga et al., 2004; Beman et al., 2005; Páez-Osuna et al., 2007; Vargas González et al., 2014).

Aunque la mayoría de las lagunas costeras del Golfo de California son receptoras de aguas residuales y tienen reconocido valor socio-ecológico, únicamente se han evaluado ocho cuerpos de agua costeros: Bahía Concepción y San José en Baja California Sur; El Colorado y Bahía de Mazatlán en Sinaloa; y Bahía Guaymas, Empalme-El Rancho, La Salada y Yavaros en Sonora (Figura 2). Para evaluar la eutrofización se han utilizado los índices de Ignatiades, Karydis, TRIX, ICAC y el modelo ASSETS (Tabla 1).

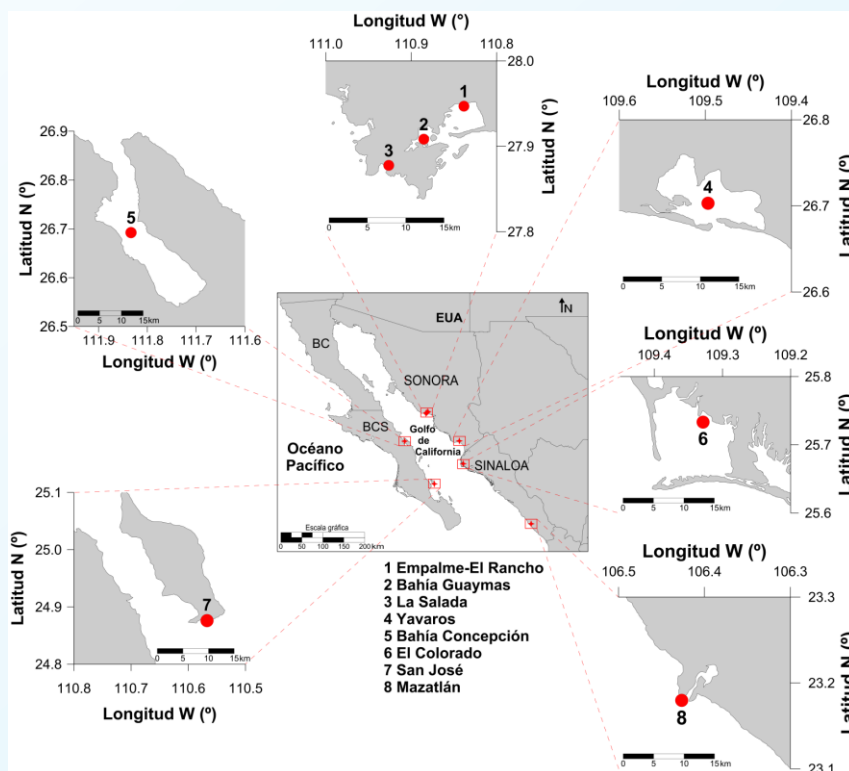


Figura 2. Localización de las lagunas costeras del Golfo de California donde ha sido evaluada la eutrofización

Tabla 1. Estado de la eutrofización en lagunas costeras del Golfo de California

Estado de la república	Cuerpo de agua costero	Índice/Modelo utilizado	Resultado	Referencia
Baja California Sur	Bahía Concepción	Ignatiades	Eutrófico PO ₄ , SiO ₄	López-Cortés et al. (2003)
		Karydis	Meso-Eutrófico NO ₃ Oligotrófico NO ₂	Mendoza-Salgado et al. (2005)
ICAC		Eutrófico PO ₄ , SiO ₄ Oligotrófico PO ₄ , NO ₂ , NO ₃		
	San José	ICAC	Calidad buena	Morquecho et al. (2012)
Sinaloa	El Colorado	ICAC	Calidad mala	Morquecho et al. (2012)
	Bahía de Mazatlán	Ignatiades	Eutrófico NH ₄ , NO ₃ Mesotrófico NO ₃ , NO ₂	Alonso-Rodríguez et al. (2000)
Karydis		Oligotrófico PO ₄ , SiO ₄ Eutrófico NH ₄ , NO ₃ , PO ₄ , SiO ₄ Meso-Oligotrófico NO ₂		
Sonora	La Salada	ICAC	Calidad buena, la cual se torna mala en la zona cercana a la descarga	Vargas-González et al. (2014)
		TRIX	Oligotrófico-mesotrófico	
	Bahía Guaymas	ASSETS	Condición ambiental buena	Ruiz-Ruiz et al. (2016)
	Empalme-El Rancho	TRIX	Oligotrófico-mesotrófico	Arreola-Lizárraga et al. (2016)
	Yavaros	ICAC	Calidad buena	Morquecho et al. (2012)

El índice ICAC es el que más se ha aplicado en el Golfo de California, en los Estados de Baja California Sur, Sinaloa y Sonora, ha resultado ser un índice sencillo y de fácil uso que permite la localización espacial de la eutrofización y también la observación de los cambios temporales. El índice TRIX se ha utilizado en lagunas de Sonora, resultando un indicador confiable del estado trófico que al igual que el índice ICAC nos permite analizar los cambios espaciales y temporales en las lagunas evaluadas.

El modelo ASSETS está diseñado con fines de gestión, por lo que la clasificación que proporciona es global y anual, resulta adecuado para evaluar los resultados de los planes de manejo de aguas residuales, manejo de cuenca, manejo de actividades productivas o el manejo del cuerpo de agua, y nos permite identificar que síntoma de eutrofización es el que se está manifestando en el cuerpo de agua costero y con qué magnitud. Los índices de Ignatiades y Karydis analizan cada nutriente por separado y

proporcionan una idea de cuál nutrimento está desencadenando o puede desencadenar problemas ecológicos en cada sitio.

Las lagunas evaluadas de la costa occidental del Golfo de California presentan poca presión antropogénica, se localizan en zonas poco pobladas o dentro de áreas naturales protegidas, como es el caso de la laguna San José. Las actividades que se realizan en sus cuencas corresponden a turismo y pesca tradicional; sin embargo, en Bahía Concepción la presión turística se ha incrementado, lo que podría repercutir en la calidad del agua de esta laguna. Las evaluaciones de eutrofización en las dos lagunas de esta franja costera, Bahía Concepción y San José, resultaron con una buena calidad del agua (utilizando el índice ICAC en ambos casos), sin embargo, algunos nutrientes son muy abundantes (eutrofia de fosfatos y silicatos en Bahía Concepción, por ejemplo) y podrían generar problemas de eutrofización.

La costa oriental del Golfo de California, tiene mayor densidad poblacional y mayor desarrollo de agricultura y acuicultura, sobre todo en Sonora y Sinaloa. Esto implica mayor aporte de nutrientes por aguas residuales (Páez-Osuna et al., 2007; Vargas-González et al., 2014). Los aportes de nitrógeno que llegan a las lagunas estudiadas van del orden de 70 a 1,237 toneladas de nitrógeno al año y de 8 a 811 toneladas de fósforo al año (para los sistemas Yavaros -valores bajos- y La Salada -valores altos-). La laguna El Colorado se encuentra dentro de un área natural protegida, sin embargo, debido a la presión humana de la región, se considera impactada.

Los nutrientes de fuentes antropogénicas provienen de aguas residuales urbanas (Bahía Guaymas, La Salada y Bahía de Mazatlán), camaronícolas (Empalme-El Rancho) o de varios tipos, agrícolas y urbanas (Yavaros).

Los índices de Ignatiades y Karydis nos revelan una elevada concentración de nutrientes en el agua (Bahía de Mazatlán) que reflejan la alta presión antropogénica de la zona.

El uso de las diferentes metodologías también es variable en la región, mientras que en Sinaloa se han aplicado los índices de Ignatiades, Karydis e ICAC, en Sonora se han utilizado los índices ICAC, TRIX y el modelo ASSETS.

La Salada y Bahía de Mazatlán han sido evaluadas mediante dos índices (ICAC y TRIX para La Salada e Ignatiades y Karydis para Bahía de Mazatlán), el resto de las lagunas de la zona se han evaluado sólo mediante una metodología.

Los índices TRIX e ICAC, han resultado útiles para localizar los sitios específicos con problemas de eutrofización y también para determinar la estación del año cuando los síntomas se intensifican. En el sistema lagunar Empalme-El Rancho, se observó que durante primavera, verano y otoño prevaleció un estado oligotrófico (estado trófico bajo) mientras que en invierno mostró un estado mesotrófico. Los autores sugieren que el ingreso de nutrientes por efluentes camaronícolas no propiciaron un proceso de eutrofización, sino que las surgencias costeras favorecieron un cambio hacia el estado mesotrófico, por el aporte de nutrientes del mar adyacente al sistema lagunar (Arreola-Lizárraga et al., 2016). Para la ensenada La Salada los dos índices coincidieron en que la calidad del agua empeoraba y el estado trófico cambiaba de oligotrófico a mesotrófico o eutrófico en relación directa con la cercanía al sitio de la descarga de aguas residuales y las condiciones mejoraban conforme se alejaba de la

descarga (Vargas-González et al., 2014) y esto ocurría en la temporada de primavera.

El modelo ASSETS permite determinar la susceptibilidad de los sistemas costeros a la eutrofización, tomando en cuenta sus características hidrográficas y la carga de nutrientes que recibe. Bahía de Guaymas ha sido la única laguna evaluada mediante este modelo y su susceptibilidad resultó alta, dada principalmente por el tamaño del cuerpo de agua y su condición micromareal. Sin embargo, Ruiz-Ruiz et al. (2016) observaron que la laguna tiene las condiciones necesarias para que su susceptibilidad sea moderada o baja. También el modelo permite conocer que síntomas de eutrofización se están manifestando y cuáles no, para así poder atender la problemática de forma individual o bien encausar los esfuerzos de muestreo hacia ese indicador en particular. El síntoma de eutrofización manifestado en Bahía Guaymas fue la dominancia de macroalgas indicadoras de contaminación por nutrientes, de los géneros *Ulva*, *Chaetomorpha*, *Garcilaria* e *Hypnea*. (Ruiz-Ruiz et al., 2016).

Los resultados de la investigación documental revelan que el esfuerzo por evaluar la eutrofización costera en el Golfo de California se ha enfocado principalmente en cuerpos de agua costeros de Baja California Sur y Sonora. Un mayor esfuerzo de investigación debe aplicarse en los Estados de Sinaloa y Nayarit, donde se ubican la mayoría de las lagunas y en donde se desarrollan agricultura, acuicultura, y actividades urbanas.

Por otro lado, las evaluaciones han sido puntuales y esto no ha permitido un completo entendimiento del desarrollo de la eutrofización. Son necesarias series largas de datos para comprender mejor los cambios interanuales y la respuesta de los sistemas costeros a los aportes de nutrientes de fuentes antropogénicas.

Finalmente, es importante destacar la falta de planes de manejo ambiental para las lagunas costeras del Golfo de California, las cuales son consideradas sitios prioritarios en políticas ambientales regionales como el Ordenamiento Marino del Golfo de California (DOF, 2006). Es necesario incrementar y mantener el esfuerzo de investigación en los ecosistemas costeros de la región, para contar con información confiable que sustente el desarrollo de una adecuada gestión ambiental, orientada a prevenir o revertir la eutrofización en el Golfo de California.

Conclusiones

La eutrofización es un problema ecológico que se presenta en lagunas del Golfo de California, donde los esfuerzos en manejo e investigación al respecto son aún muy limitados.

La adecuada gestión de los recursos costeros del Golfo de California debe incluir el monitoreo permanente de los síntomas de eutrofización para estar en posibilidad de prevenir y/o mitigar sus efectos negativos en la región.

Referencias

Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. y Cortés-Altamirano, R. (2000). Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4), 331–339.

Andersen, J.H., Axe, P., Backer, H., Carstensen, J., Claussen, U., Fleming-Lehtinen, V., Järvinen, M., Kaartokallio, H., Knuuttila, S., Korpinen, S., Laamanen, M., Lysiak-Pastuszek, E., Martin, G., Møhlenberg, F., Murray, C., Nausch, G., Norkko, A. y Villnäs, A. (2010). Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry*, DOI:10.1007/s10533-010-9508-4.

Andersen, J.H., Schlüter, L., y Ertebjerg, G. (2006). Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28, 621–628.

Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., Medina-Galván, J., Méndez-Rodríguez, L., Mendoza-Salgado, R., y Córdoba-Matson, M.V. (2016). An analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 45 (1), 112–120.

Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., y Ortega Rubio, A. (2004). Experiencias de manejo en la zona costera del Pacífico: La Bahía de Guaymas, un caso específico. Capítulo 25, 375-386 pp. En: Rivera Arriaga, E., Villalobos G.J., Azuz-Adel, F., Rosado M. (Eds). El manejo costero de México. Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo, 654 pp.

Beman, J.M., Arrigo, K., y Matson, P. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211–214.

Bricker, S.B., Ferreira, J.G., y Simas, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169, 39–60.

CONAGUA. 2012. www.conagua.gob.mx (consulta Noviembre 2013).

Contreras-Espinosa, F., Castañeda-López, O., y García-Nagaya, A. (1994). La clorofila “a” como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM*. 21, 55–66.

Devlin, M., Bricker, S., y Painting, S. (2011). Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. *Biogeochemistry*, 106, 177–205.

DOF (2006). Diario Oficial de la Federación. Acuerdo por el que se expide el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 15 diciembre 2006.

Duarte, C.M. (2009). Coastal eutrophication research: A new awareness. *Hidrobiología*, 629, 263–269.

Ferreira, J.G, Andersen, J.H., Borja, A., Bricker, S.B., Camp, J., Cardoso, M., Garcés, E., Heiskanen, A., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., y Claussen, U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93, 117–131.

Ferreira, J.G, Bricker, S.B., y Simas, T.C. (2007). Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 82, 433–445.

Garmendia, M., Bricker, S., Revilla, M., Borja, A., Franco, J., Bald, J., y Valencia, V. (2012). Eutrophication assessment in Basque estuaries: Comparing a North American and European method. *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-012-9489-8.

- Giordani, G., Zaldivar, J.M., y Viaroli, P. (2009). Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators*, 9, 982–991.
- HELCOM (2009). Eutrophication in the Baltic Sea, an integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings*. 115B. 152 pp.
- Ignatiades, L. (2005). Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 54, 51–57.
- Ignatiades, L., Karydis, M., y Vounatsou, P. (1992). A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin*, 24(5), 238–243.
- Justic, D. (1991). A simple oxygen index for trophic state description. *Marine Pollution Bulletin*, 4(22), 201–204.
- Karydis, M., Ignatiades L. y Moshopoulou, N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 16, 339–344.
- Karydis, M. (2009). Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, 11(4), 373–390.
- Lara-Lara, J.R., Arreola-Lizárraga, J.A., Calderón-Aguilera, L.E., Camacho-Ibar, V. F., De la Lanza-Espino, G., Escofet-Giansone, A., Espejel-Carbajal, M.I., Guzmán-Arroyo, M., Lladah, B., López-Hernández, M., Meling-López, E.A., Moreno-Casasola Barcelo, P., Reyes-Bonilla, H., Ríos-Jara, E., y Zertuche-González, J.A. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: *Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*, CONABIO, México, 109–134 pp.
- López-Cortés, D.J., Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J.J., Alonso-Rodríguez, R. y Murillo-Murillo, I. (2003). Variabilidad del estado trófico y la biomasa del fitoplancton de Bahía Concepción, Golfo de California (1997-1999). *Hidrobiológica*, 13(3), 195–206.
- Mendoza-Salgado, R.A., Lechuga-Devéze, C.H., y Ortega-Rubio, A. (2005). First approach of a method to assess water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment*, 347, 208–216.
- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R., Arreola-Lizárraga, J.A., Reyes-Salinas, A. (2012). Factors associated with moderate blooms of *Pyrodinium bahamense* in shallow and restricted subtropical lagoons in the Gulf of California. *Botanica Marina*, 55(6): 611–623.
- Nixon, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41, 199–229.
- Nyenje, P.M., Foppen, J.W., Uhlenbrook, S., Kulabako, R., y Muwanga, A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa- A review. *Science of the Total Environment*, 408, 447–455.
- OSPAR (Oslo Paris Convention for the Protection of the North Sea). (2002). *Common Assessment Criteria, Their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure*. OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. <http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html>
- OSPAR. (2008). *Second OSPAR Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area, 2008-372*. OSPAR publication, 107 pp.
- Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, A., y Soto-Jiménez, M. (2007). La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. En: Páez-Osuna, F. (Eds). *Lagunas costeras de Sinaloa*. SEMARNAT-CONACYT, 304 pp.
- Painting, S.J., Devlin, M.J., Malcom, S.J., Parker, E.R., Mills, D.K., Mills, C., Tett, P., Wither, A., Burt, J., Jones, R., y Winpenny, K. (2007). Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 74– 90.
- Primpas, I., Tsirtsis, G., Karydis, M., y Kokkoris, G. (2009). Principal component analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European Water Framework Directive, *Ecological Indicators*, DOI 10.1016/j.ecolind.2009.04007.
- Ruiz-Ruiz, T.M., Arreola-Lizárraga, J.A., Morquecho, L., Mendoza-Salgado, R.A., Martínez-López, A., Méndez-Rodríguez, L.C., y Enríquez-Flores, J. (en prensa). Assessment of eutrophication in a semi-arid subtropical lagoon in

the Gulf of California. *Aquatic Ecosystem Health and Management*.

Smith, V.H., y Schindler, D.W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), 201–207.

Souchu, P., Ximenes, M.C., Lauret, M., Vaquer, A., Dutrieux, E. (2000). Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens, août 2000. Ifremer-Créocéan-Université Montpellier II, 412 pp.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1991). Guidance for water quality-based decisions the TMDL process. Washington, D.C. Document number EPA 440/4-91-001.

Valiela, I. (2006). *Global coastal change*. Oxford (United Kingdom) Blackwell Scientific. 376 pp.

Vargas-González, H.H., Arreola-Lizárraga, J.A., Mendoza-Salgado, R.A., Méndez-Rodríguez, L.C., Lechuga-Devéze, C., Padilla-Arredondo, G., y Córdoba-Matson, V. (2014). Effects of sewage discharge on trophic state and water quality in a coastal ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal*, DOI:10.1155/2014/618054.

Viaroli, P., y Christian, R.R. (2003). Description of trophic status of an eutrophic coastal lagoon through potential oxygen production and consumption: defining hyperautotrophy and dystrophy. *Ecological Indicators*, 3, 237–250.

Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., y Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a Trophic Scale, Turbidity and generalized Water Quality Index. *Envirometrics*, 9, 329–357.

Contacto

M. en C. Thelma Michelle Ruiz Ruiz. Estudiante de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR). Km. 2.35 Camino al Tular. Estero de Bacoichampo. Apdo. Postal 349. Guaymas, Sonora, C.P. 85454. Tel:(01) (622) 221 22 37. tmruiz@cibnor.mx

Dra. Lourdes Morquecho. Investigadora titular. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR). Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur; La Paz, B.C.S. México; C.P. 23096., Tel: (01) (612) 123 84 84. lamorquecho@cibnor.mx

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga. Investigador titular. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR). Km. 2.35 Camino al Tular. Estero de Bacoichampo. Apdo. Postal 349. Guaymas, Sonora, C.P. 85454. Tel:(01) (622) 221 22. 37. aarreola04@cibnor.mx

Interacciones entre el desarrollo económico y la contaminación del agua por metales pesados: caso Puebla

Mariano Norzagaray Campos. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

Rosario Ruiz Guerrero. Instituto Politécnico Nacional-CIITEC

Leticia Espinosa Carreón. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

David Valdez Martínez. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

Omar Llanes Cárdenas. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Sinaloa

Resumen

La salud y la enfermedad están y han estado siempre estrechamente vinculadas a la vida en sociedad, la que ha sido impactada por un elemento dominante: el desarrollo industrial. En este sentido el deterioro de los ecosistemas trae consigo consecuencia que impactan en la salud de la población en general. Para este estudio se seleccionaron ocho comunidades circundantes a la ciudad de Puebla, con el objetivo de analizar los cambios espacio temporales de los metales pesados más importantes que pudiese liberar la industria activa y las actividades de socioeconómicas de la región hacia los mantos acuíferos. Se midió mensualmente durante un año la concentración de cobre, cadmio, manganeso, plomo y zinc en tres regiones del Acuífero Valle de Puebla. Se consideró la influencia de la precipitación pluvial y de la altitud geográfica (zona volcánica) sobre los valores encontrados. La concentración de cobre y zinc se encontraron dentro del límite establecido por la norma mexicana, NOM-127-SSA1-1994. Un municipio presentó contaminación de riesgo por manganeso, lo que muestra una génesis geológica diferente a la que presenta el norte del país. Estos hechos demandan evaluaciones para el control inmediato de estos metales.

Palabras clave

Desarrollo económico, medio ambiente, metales pesados, precipitación.

Abstract

Health and disease are and have been always closely linked to the life in society, which has been hit by a dominant element: industrial development. In this sense the deterioration of ecosystems brings consequences that impact in the

health of the general population. These facts make important to study the impact between economic development and pollution of drinking water. We selected eight communities near of Puebla City, with the aim of analysing the spatial and temporal changes of heavy metals most important that can liberate the active industry and the socioeconomics activities toward the groundwater of this region. The concentrations of copper, cadmium, manganese, Lead and zinc were monthly measured during one year in three regions of Puebla Valley Aquifer. The results were interpreted considering the pluvial precipitation and geographic altitude (volcanic zone). In the wells studied, the levels concentration for Copper and zinc were according at values reported in official mexican norm: NOM-127-SSA1-1994. Only one municipality showed contamination for Manganese, which shows a different geological genesis than north of México. These facts demand for immediate control evaluations of these metals

Keywords

Economic development, environment, heavy metals, rainfall.

Introducción

Desde tiempos muy remotos los factores ecológicos o medioambientales han contribuido al desarrollo de la humanidad por lo que deberían ocupar un lugar importante en las tomas de decisiones y en las diferentes estrategias para un crecimiento social, la mejora de la salud y el bienestar de los seres vivos. Hemos llegado a un punto donde focalizar nuestra atención en la mejora de la calidad del agua es tarea muy importante e incluso indispensable para prevenir deterioros pronto e inminentes en las condiciones de vida que hoy día conocemos. Por supuesto la

calidad del agua va de la mano con la calidad de los alimentos que sin omitir el aire son los soportes básicos para la vida y que en teoría deberían de estar libres de cualquier riego de contaminación. El uso desmedido de sus recursos naturales y el mal manejo de los residuos sólidos son los mecanismos más comunes por los que el agua subterránea en muchas regiones del mundo, es contaminada (Herrero & Martin 1993, Moon et al. 1999, Nouri et al. 2006). Dentro de los residuos sólidos que arroja la industria se encuentran con frecuencia agregados que contienen metales pesados que pueden ser muy perjudiciales para la salud humana, el medio ambiente en general, el resto de animales y la gran mayoría de las plantas. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), la presencia de metales pesados en agua potable se debe a diversos factores, algunos son atribuidos al uso de fertilizantes y pesticidas. Sin embargo, no atribuye a todos este origen; tal es el caso del Cu, Pb y Zn cuya presencia en agua la relaciona con la corrosión del interior de tuberías que sirven para la distribución del recurso. Para esta organización el Cd que se libera al ambiente proviene de aguas residuales y fertilizantes (OMS, 2006). Por otra parte, soldaduras, tuberías galvanizadas y accesorios metálicos de plomería así como pilas eléctricas pueden ser fuente de contaminación del agua por Cd.

Objetivo general

Determinar la concentración de los metales cobre (Cu), cadmio (Cd), manganeso (Mn), plomo (Pb) y zinc (Zn) en las aguas de los mantos acuíferos, los cuales llegan a cada comunidad de los ocho municipios del estado de Puebla, acorde a las condiciones del medio poroso y en distintas maneras, por la precipitación pluvial y según la dirección preferencial del flujo de agua subterráneo y el transporte másico regional.

Material y métodos

El Acuífero Valle de Puebla, que comprende la ciudad capital del mismo nombre; se extiende hasta sus límites con la Sierra Nevada. Cubre una superficie aproximada de 2,000 km², de continuas laderas escarpadas (bloque de Tlaxcala) y altas elevaciones topográficas entre las que se localizan los volcanes Popocatepetl (5542 msnm) e Iztaccihuatl (5286 msnm). Al Este limita con el volcán Malintzin (4461 msnm) para perderse hacia el Sur dentro del Estado de Puebla (Figura 1).

La determinación de metales pesados fue desarrollada a temperatura ambiente y las muestras fueron filtradas a través de un filtro Millipore de 47 mm de diámetro y tamaño de poro de 0.45 µm. Las absorbancias registradas fueron procesadas con el programa de computo GBC Avanta versión 1.33. Los rangos de variación de los metales pesados tomados en cuenta en este trabajo para discutir los resultados de las concentraciones de cada metal fueron los estándares reportados en la modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 para las concentraciones límites de metales en agua potable y consumo humano, recomendados por la OMS y adoptadas por la normatividad mexicana. Para describir en msnm la elevación topográfica se elaboró una clasificación de la siguiente manera: mayor (de 2400 a 2500 msnm), mediana (de 2200 a 2400 msnm) y baja altitud (de 2100 a 2200 msnm). Los pozos abarcaron grandes superficies de cultivo de todo tipo aunque muy predominante son los cultivos de la gladiola y otras flores. Es inexacto precisar los tipos de cultivo, dada la alta rotación de la siembra para el mantenimiento de la tierra. Los datos de precipitación pluvial empleados en este trabajo fueron recabados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) para el Valle de Puebla. (SMN 2009 y 2010) y se consideraron los mismos datos para todo el valle. En la distribución espacial y temporal de cada uno de los parámetros medidos y analizados; a través de mapas de isovalores; se utilizó el programa surfer 10.0 mediante interpolaciones en la técnica Kriging.

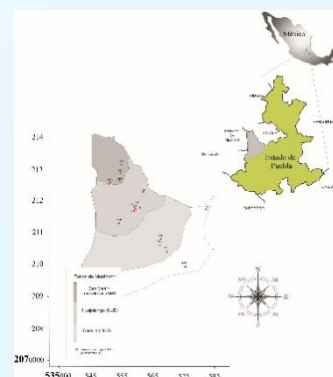


Figura 1. Zona del Acuífero de Valle de Puebla y las tres regiones en las que se dividió para su estudio.

Resultados y discusión

La zona de SMT presenta una elevación topográfica de 2402 a 2270 msnm, la de HUE de 2289 a 2224 msnm y CHO de 2289 a 2150; siendo la zona de SMT la de mayor elevación por su cercanía a los volcanes, lo que considera a esta región como el sitio privilegiado para admirar el Popocatepetl e Iztaccihuatl en un mismo plano. Desde esta zona es desde donde proviene parte del flujo subterráneo que alimenta al acuífero mismo que fluye hasta las partes bajas de la región de CHO, cuyas aguas siguen su curso a través de la pendiente del acuífero hasta el Estado de Oaxaca. En cuanto a las cifras, las concentraciones de 0.099 a 0.396 $\mu\text{g}/\text{mL}$ para Pb, de 0.033 a 0.319 $\mu\text{g}/\text{mL}$ para Mn y de 0.004 a 0.044 $\mu\text{g}/\text{mL}$ para Cd; rebasaron los estándares oficiales. En la figura 2 se muestra en la parte A, B y C; las variaciones anuales máximas y mínimas promedios para estos metales.

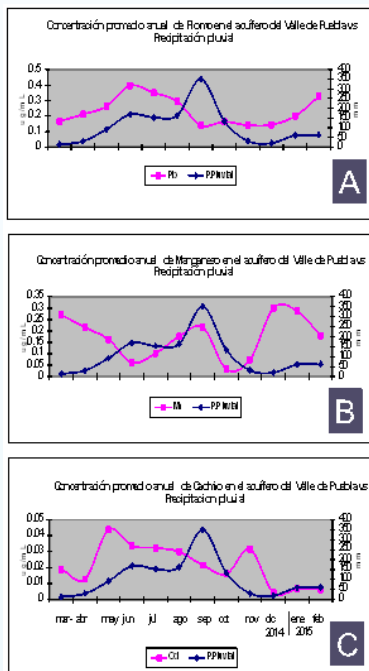


Figura 2. Variaciones anuales promedios para Pb, Mn y Cd respectivamente respecto a la precipitación.

De manera puntual, el valor más alto en la concentración de cadmio registrado durante el monitoreo fue 0.053 $\mu\text{g}/\text{mL}$ en el pozo SM1, en enero de 2009. El valor más bajo fue 0.001 $\mu\text{g}/\text{mL}$ y se presentó en los pozos HJ1 y SA1.

En las figura 3, (3a-3d) se muestra las isolíneas de la concentración promedio anual para cada uno de los metales monitoreados durante un año, en estas imágenes se pueden identificar las zonas con más riesgo por cada metal, las que se pueden identificar por el color intenso. Particularmente para el cadmio es posible identificar tres lentes (2d) en las municipalidades de San Martín (SM) Texmelucan y San Felipe Teotlalcingo.

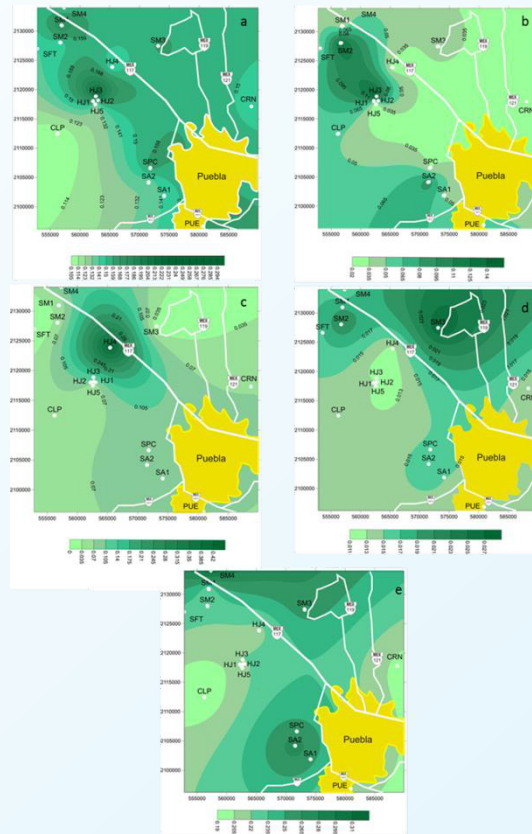


Figura 3. Isolíneas de concentración promedio anual para cada uno de los metales monitoreados

Eventualmente, la sustancia química y/o los productos en los que se haya transformado se distribuirán entre el aire, agua, sedimento, suelo, plantas, animales y humanos. Generalmente se acepta que las sustancias químicas muestran este comportamiento multimedia en el ambiente por lo que reaccionan y a veces es difícil erradicarlas por completo de cualquier sistema ambiental, muchas de las veces son las causantes de las transformaciones de la calidad de vida de una sociedad.

Conclusiones

La concentración de metales pesados encontrada en ocho municipios comprendidos dentro del acuífero Valle de Puebla fue diferente para cada pozo y para cada metal. La concentración encontrada para cobre y zinc se encuentra dentro de los límites permitidos por la normatividad mexicana, mientras que manganeso no representó un problema de contaminación en los pozos analizados excepto para el municipio de Huejotzingo. Los metales cadmio y plomo superaron significativamente el límite permitido por la norma mexicana. Existen otros metales que al igual pudiesen estar en las aguas del subsuelo, por lo que se recomienda determinar sus concentraciones y analizarlos con respecto a los estándares oficiales del consumo y exposición humana.

Agradecimientos

A la Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN por el apoyo económico para desarrollar el proyecto con clave SIP20150254 intitulado: Campos físicos (inducción magnética, eléctrica y magnética) en la identificación del comportamiento y la detección de ambientes idóneos para la reproducción de especies en el alto Golfo de California.

Referencias

- Herrero, T.C. & Martin, L.F. (1993), "Evaluation of cadmium levels in fertilized soils". *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50, pp. 61-68.
- Jiménez, B. & Marín L. (2010), "El agua en México vista desde la academia." *Academia Mexicana de Ciencias*. 411 p.
- Moon, J.W.; Moon, H.S.; Woo, N.C. & Hahn, J.S. (1999), "Evaluation of heavy metal contamination and implication of multiple sources from Hunchun basin, northeastern China." *Environ Geol.* 30, pp. 1039-1045.
- NMX-AA-051-SCFI-2001. (2001) Análisis de agua-Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Método de Prueba.
- Nouri, J.; Mahvi, A.H.; Babaei, A.A.; Jahed, G.R. & Ahmadvour, E. (2006) "Investigation of heavy metals in groundwater." *Pak J Biol Sci.* 9, pp. 377-384.
- Organización Mundial de la Salud. (2006) Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1,

Recomendaciones. Ediciones de la OMS, Geneve, 398 p.

- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). (2014) Reporte del Clima en México 2014. México: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). (2015) Reporte del Clima en México 2015. México: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- SSA. (1993) NOM 014-SSA1-1993 Procedimientos Sanitarios para el Muestreo de Agua para Uso y Consumo Humano en Sistemas de Abastecimiento de Agua Públicos y Privados. Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana.
- SSA. (1994) Modificación a la Norma Oficial Mexicana. NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaría de Salud. 8 p.

Contacto

Dr. Mariano Norzagaray Campos. Departamento de Medio Ambiente del CIIDIR-IPN-Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250.

Dra. Rosario Ruiz Guerrero CIITEC-IPN. Tel 55 5729 6000 Ext 68325. rosarior@hotmail.com

Leticia Espinosa Carreón Campos. Departamento de Medio Ambiente del CIIDIR-IPN-Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250.

David Valdez Martínez. Estudiante de Posgrado del departamento de Medio Ambiente del CIIDIR-IPN-Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250.

Omar Llanes Cárdenas. Departamento de Medio Ambiente CIIDIR-IPN-Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250.

Quitosano enzimático, rendimiento a partir de exoesqueleto de camarón

Juan Bautista Ayar, Erika Laura Espinoza Fabián, Mayra Lucia Lara González,
Norma Sedano Torres, Angélica Villalvazo Espinoza
Instituto Tecnológico de Tlajomulco, Jalisco. Ingeniería Ambiental

Resumen

El quitosano es un biopolímero derivado de la quitina, el segundo más abundante en la naturaleza después de la celulosa (Camacho, 2007), se obtiene entre otros del exoesqueleto de camarón, un residuo con un alto contenido de quitina que puede ser desacetilada por varios mecanismos, el empleado en este proyecto es la vía enzimática, que supone un menor uso de reactivos, agua y energía, comparado con los otros mecanismos, y una mejor calidad por su grado de desacetilación. Por ser no tóxico y biodegradable. Es de amplio uso, en la medicina, industria alimentaria, agroquímica y en el área ambiental es muy importante en la floculación de compuestos orgánicos y metales pesados en el tratamiento de aguas residuales (Pacheco, 2013). Se determinó el rendimiento de la obtención de quitosano por vía enzimática a partir de exoesqueleto de camarón, obteniendo por cada 5.4 kg de este desecho, 1 kg de quitosano, que representa el 18.5% de estos residuos, convertido en quitosano, además de que el costo de producción sería de \$739/kg de insumos. Resultados atractivos tanto para su producción y venta, del polímero, para su uso como floculante de aguas residuales, entre otros.

Palabras clave

Quitosano, camarón, floculante, aguas residuales

Abstract

Chitosan is a biopolymer derived from chitin, the second most abundant in the nature after cellulose, Is obtained among others from the exoskeleton of shrimps, a residue with a high content of chitin may be deacetylated by several mechanisms, the employed in this project is the enzymatic route, that means less use of reagents, water and energy, compared to other mechanisms, and better quality by its degree deacetylation. By his non-toxic and biodegradable properties.

It is widely used in medicine, food industry, Agrochemistry and in the environmental area is very important in flocculation of organic compounds and heavy metals in the treatment of waste water, being this last application of interest in this study.

The performance of Chitosan obtained was determined by the enzymatic route from exoskeleton of shrimp, obtaining for each 5.4 kg of waste, 1 kg of Chitosan In addition the benefit- cost per kg of Chitosan obtained was \$2,261 and spent on their production \$739. The results are attractive either for its production and sale of polymer, for use as a flocculant for waste water, among others

Keywords

Chitosan, shrimp, flocculant, wastewater

Introducción

En el 2014 México tuvo una producción de camarón de 158,000 toneladas en peso vivo (Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, 2013) (un porcentaje de estos son desechos (exoesqueleto, pleópodos, pereiópodos, urópodos y cabezas). Una alternativa para el aprovechamiento de estos desechos que entre otras coadyuva en la reducción de los mismos como contaminantes ambientales, es la obtención de quitosano, derivado de la quitina que se encuentra en el exoesqueleto de camarones. Esta importante materia prima puede ser desacetilada enzimáticamente de esta manera supone un menor uso de reactivos químicos agua y energía siendo más amigable con el medio ambiente que la desacetilación química (Camacho, 2007).

El quitosano es un biopolímero de amplio uso y aplicaciones por sus características, entre las cuales están ser biodegradable y no tóxico es utilizado en la industria alimenticia, en la cosmetología, en la industria farmacéutica, en la medicina, en la industria papelera, además de producir plásticos biodegradables, en la industria

agrícola, en el área ambiental puede ser utilizado como floculante en aguas residuales (Zulay, 2011), destino para el cual se piensa utilizar esta obtención.

Se tiene considerado que en el entorno se estima una producción anual de 24.3 toneladas de exoesqueleto de camarón, provenientes de los mercados del mar y restaurantes de la región, este importante hallazgo es sustento para la producción masiva del quitosano, considerando que el rendimiento de quitosano enzimático, a partir de estos desechos de 4501 kg anuales y la razón gasto es de \$739 por cada kg de quitosano, que representa el 18.5% convertido en quitosano.

Objetivo general

Determinación de rendimiento de exoesqueleto de camarón en la obtención de quitosano vía enzimática.

Objetivos específicos

- 1.-Determinación del rendimiento en peso del exoesqueleto de camarón en la obtención de quitosano por el método enzimático.
- 2.-Determinación de la razón beneficio costo de la obtención de quitosano enzimático.
- 3.-Identificación de la desacetilación de la quitina de extracción de quitosano por la vía enzimática.

Material y métodos

Obtención enzimática de quitosano (semi-industrial)

Limpieza del camarón

Una vez que se obtiene el lote de exoesqueleto (200 kg) del camarón, se seleccionan las partes que contienen mayor cantidad de proteínas (pleópodos, pereiópodos, urópodos), las cuales se eliminan para ahorro de reactivos en el proceso de desproteínización (NaOH).

El resto del exoesqueleto se lava con abundante agua y jabón. Se pone a secar en charolas al sol.

Molienda del exoesqueleto

El exoesqueleto se muele en licuadora industrial y se tamiza para homogenizar hasta obtener un polvo fino.

Desmineralización

Se preparó una solución de HCl 1.5 M y se vertió al reactor junto con el polvo de exoesqueleto de camarón en una proporción de 1:30 polvo: HCl en peso. Se puso en agitación el reactor por un

tiempo de 30 min o hasta observar la ausencia de burbujas. Se lavó (hasta retirar residuos), filtró, extendió en charolas y se dejó secar. (Técnica según Camacho, 2007).

Desproteínización

Una vez terminado el proceso anterior se procede a la desproteínización preparando una solución de NaOH 1.5 M se vertió en el reactor y se agregó el exoesqueleto desmineralizado del proceso anterior en una relación 1:10 exoesqueleto desmineralizado: NaOH en peso. Se dejó reaccionar por 24 h a 70°C en agitación constante. Se lavó (hasta retirar residuos), filtró, se extendió en charolas y se dejó secar. (Técnica según Camacho, 2007)

Obtención de la enzima emulsina

Preparación de la almendra

Se retira la cascara a la almendra y se muele hasta obtener una pasta. Se desgrasa colocando en un equipo de extracción de grasas la almendra y hexano en una proporción de 1:4 en peso. Se dejó recircular hasta su extracción de grasa total, recuperando el hexano para su reutilización.

Obtención de la enzima emulsina

En un matraz Erlenmeyer colocar la almendra desgrasada del paso anterior y agregar en la proporción de 40 mL de ácido acético al 1% por 10 g de almendra. Dejar reaccionar por 20 min, en agitación constante, se filtra y se coloca en una matraz Erlenmeyer con 25 mL de acetona en baño de hielo sin dejar de agitar por 10 min. Se filtra y se vierte en cajas de Petri y poner a secar en la campana de extracción de gases y a esto se le llama emulsina. (organica.1.org/1545/1545_03.pdf).

Obtención de quitosano

Desacetilación enzimática de la quitina del exoesqueleto de camarón

Verter al reactor una solución previamente preparada que incluye quitina, agua destilada y ácido sulfúrico en una proporción de 1:18:13 en peso ajustado a un pH de 3. Una vez que se cumplan las condiciones anteriores agregar 0.16 proporción en peso de emulsina ajustando la temperatura a 45°C a agitación constante, por un tiempo aproximado de 45 min (técnica según Camacho, 2007).

Una vez terminado este proceso se lava, se filtra y se pone a secar.

Determinación de la desacetilación

Una vez obtenida la quitina se le realizó un análisis de espectro infrarrojo FT-IR por ATR; desacetilada esta quitina por la vía enzimática se procedió al análisis del quitosano por FT-IR por ATR para comparar ambos análisis y verificar la desacetilación, dichos estudios fueron realizados en el centro de investigación transdisciplinaria y de servicios de la unidad de espectroscopia de la Universidad de Guadalajara.

Determinación de costos de producción

Se realiza un proceso ajustado a los insumos químicos de usos ordinarios en el reactor de la planta piloto del tecnológico, es decir, para satisfacer la producción que se tendría por un lote de 200 kg de exoesqueleto de camarón como entrada de materia prima de la que se dispone actualmente, con este lote se estima un proceso en el cual en un periodo de una semana se obtenga 10 kg quitosano, para finalizar al mes con 40 kg de quitosano.

1. Obtención y transporte de materia prima; para esta parte del proceso se estima un gasto de \$500.00 por concepto de transporte.
2. Lavado, secado, molido de exoesqueleto de camarón; en estos tres procesos se piensa emplear solo agua, energía solar para el secado y una licuadora industrial para la molienda.
3. Desmineralizado y desproteínizado; se tiene un gasto de \$2,720.00 en reactivos para la desmineralización y \$450.00 para la desproteínización.
4. Obtención de la enzima emulsina; un costo de \$820.00 por la almendra, \$1,023.00 del desgrasado y \$2,876.00 de la obtención de la enzima.
5. Desacetilación; en esta parte del proceso en que se une la enzima con la quitina se estima un costo de \$111.00
6. Renta de infraestructura \$10,000.00
7. Depreciación \$2,880.00
8. Mano de obra \$3,712.00

Resultados y discusión

De acuerdo al primer objetivo el resultado logrado fue la desacetilación enzimática con un rendimiento de 1 kg de quitosano por cada 5.4 kg de exoesqueleto de camarón, que representa el 18.5% de estos residuos, convertido en quitosano; por lo tanto se estaría aprovechando un residuo que es considerado basura y que

puede ser contaminante para convertirlo en un producto redituable.

De acuerdo al segundo objetivo la razón beneficio-costos por cada kg de quitosano, se gasta en su producción \$627.30; esto significa que la conversión de estos residuos considerados basura a polímeros no representa un gasto significativo y es redituable su producción, como se muestra en la figura 1.

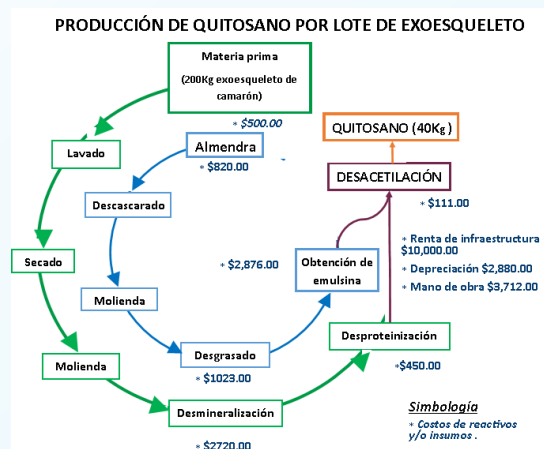


Figura 1. Proceso de producción quitosano por lote de exoesqueleto de camarón.

De acuerdo al tercer objetivo se determinó la desacetilación la cual se puede verificar en las figuras 2 y 3.

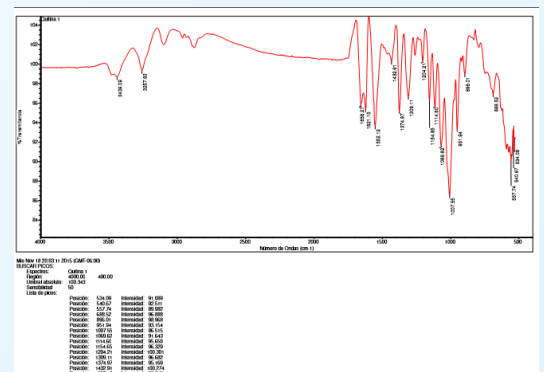


Figura 2. Análisis de quitina por espectro infrarrojo FT-IR por ATR.

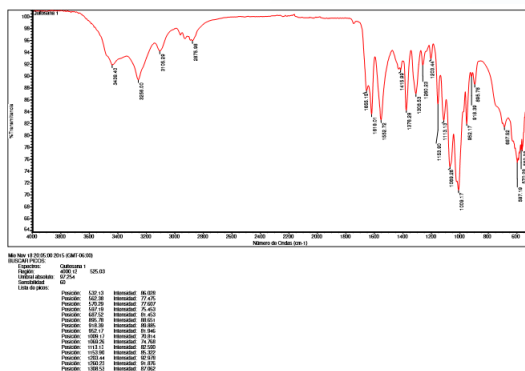


Figura 3. Análisis de quitosano por espectro infrarrojo FT-IR por ATR.

Conclusiones

Resulta redituable la producción de quitosano a partir de exoesqueleto de camarón a pesar que su rendimiento es solo del 18.5% y su costo de producción \$627.30/kg. No obstante del consumo de agua, energía y reactivos ya que el beneficio de este polímero por sus amplias aplicaciones y demanda hace factible y rentable su producción, por el hecho de convertir un residuo que puede ser un contaminante en un producto benéfico. Cabe mencionar que se realizó una búsqueda exhaustiva del mercado de quitosano para identificar su costo de venta encontrando que este va desde \$3000.00 a los \$5000.00 en México dependiendo del grado de desacetilación, para lo cual en el presente proyecto de acuerdo a los análisis presentados consideramos un costo de venta de \$5000.00 obteniendo una razón-beneficio-costo de \$4372.70/kg

Se debe agregar que el proyecto incluyó un estudio de la cuantificación de los residuos de camarón (exoesqueleto) en el entorno para garantizar el abastecimiento de materia prima y el resultado fue una producción de 24.3 toneladas en los mercados del mar y restaurantes en Guadalajara, si se procesara toda la producción de esos residuos se obtendría 4501 kg de quitosano, disponibles para ser utilizados como un polímero floculante de aguas residuales entre otros.

Referencias

Balanta, D. G. C. D. Z. F., 2010. "Extracción, identificación y caracterización de quitosano del micelio de *Aspergillus Niger* y sus aplicaciones como material bioadsorbente en el tratamiento de

aguas". *Revista Iberoamericana de Polimeros*, Volumen 11(5), pp. 297-316.

Camacho, F. V., 2007. *Universia Biblioteca de Recursos*. [En línea]. Available at: Obtenido de http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/id/52065587.html

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, 2013. *Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca*, Mazatlán, Sinaloa, México.: Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca.

Pacheco, L. N. A., 2013. *Extracción biotecnológica de quitina para la producción de quitosanos: caracterización y aplicación*. [En línea] Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00807945/document>

Minke R., B. J., 1978. Structure of Alpha-Chitin. *Journal of Molecular Biology*. *Journal of Molecular Biology*, pp. 167-181.

Prashanth, K. V., 2007. Chitin/chitosan: modifications and their unlimited application potential – an overview. *Trends in food sciences and technology*, Volumen 18, pp. 117-131.

Zulay, 2011. Quitina y Quitosano polímeros amigables. Una revisión de sus aplicaciones.. *Revista Tecnocientífica URU*, pp. 53-58.

Contacto

M. en C. Norma Sedano Torres. Jefa de investigación del departamento de Ingeniería Ambiental, nsedanot@hotmail.com

Juan Bautista Ayar, estudiante de Ingeniería Ambiental, bautista-94@live.com

Erika Laura Espinoza Fabián, estudiante de Ingeniería Ambiental, erikalaura1992@gmail.com

Mayra Lucia Lara González, estudiante de Ingeniería Ambiental, mayraom_94@hotmail.com

Angélica Villalvazo Espinoza, estudiante de Ingeniería Ambiental, angelicav398@gmail.com

Todos con dirección en Instituto Tecnológico de Tlajomulco, Jalisco. Km. 10 Carretera a San Miguel Cuyutlán- Mpio. Tlajomulco de Zúñiga, Jalisco C.P. 45640, Tel (33) 3772-4426 Ext. 124

Relación Nutricional con el Índice Saprobio en la Laguna Coyuca de Benítez

Raúl Arcos Ramos, Jafet Reyes Cardoso, Mario Enrique Sainz Moreno
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. Laboratorio de Contaminación Acuática

Resumen

La Laguna de Coyuca de Benítez presenta fuerte influencia antropogénica lo cual repercute en el comportamiento metabólico del sistema, marcando variaciones estacionales y temporales en los nutrimentos de la laguna, es necesario evaluar el balance nutricional y relacionarlo con el componente biótico que presenta la Laguna, Este trabajo presenta en sus objetivos, la evaluación de los: Nutrimentos, Salinidad, DBO, DQO, Sulfatos, Temperatura, e Índice de Saprobiidad mediante el método de Pantle y Buck (1955), así mismo un análisis estadístico univariado considerando dos diferentes niveles de la columna de agua; superficie y fondo estableciendo siete puntos de monitoreo, se realizaron muestreos mensuales, para las determinaciones químicas se utilizaron multiparámetros marca Hanna modelos HI 9829 y HI 83200. Se realizaron pruebas estadísticas univariadas (ANDEVA), utilizando el paquete estadístico Statgraphics Centurión XVI.II. Los resultados obtenidos establecen que los parámetros químicos que presentan diferencias significativas fueron el oxígeno disuelto, fosfatos, DBO, amonio, y sulfatos. El sistema en relación a la evaluación nutricional es moderadamente eutrófico. El índice de Saprobiidad nos establece condiciones de Beta Mesosaprobiidad. En conclusión el sistema es mesotrófico con una cierta tendencia hacia la eutrofia en algunas zonas, por lo cual es recomendable un seguimiento continuo del comportamiento trófico del sistema lagunar.

Palabras clave

Saprobiidad, Nutrimentos, Calidad del agua.

Abstract

Lagoon Coyuca of Benitez has strong anthropogenic influence which affects the metabolic behavior of the system, marking nutritional seasonal and temporal variations of the lagoon, it is necessary to assess the nutritional balance, relating to the biotic

component having the Laguna, this work presents in its objectives, the evaluation of: Nutriments, Salinity, BOD, COD, sulfates, Temperature, and Index Saprobiidad by the method of Pantle and Buck (1955), also a statistical analysis Univariate considering two different levels of the column of water; surface and bottom seven points establishing monitoring, monthly samples were taken for chemical determinations multiparameter models brand Hanna HI 9829 and HI 83200. Tests were performed Univariate statistics (ANOVA) were used, utilizing the statistical package Statgraphics Centurion XVI.II. The results establish that the chemical parameters were significant differences dissolved oxygen, phosphates, BOD, ammonium, and sulfate. The system in relation to the nutritional assessment is moderately eutrophic. Saprobity index establishes us Mesosaprobiidad Beta conditions. In conclusion the system is meso trophic with a tendency towards the eutrophication in some areas, so it is advisable to continuously monitor the feeding behavior of the lagoon system.

Keywords

Saprobity, nutriments, water quality.

Introducción

Regionalmente el municipio de Coyuca de Benítez (Figura 1), forma junto con Acapulco de Juárez uno de los polos turísticos más importantes del estado de Guerrero, estableciendo así un corredor de localidades urbanas con un elevado potencial turístico, la zona costera es altamente productiva y compleja, ecológicamente estable, pero frágil y con numerosas fronteras (POET, 2009). En la zona sur del municipio de Coyuca se concentra la mayor cantidad de población que se debe en parte a la presencia de dos recursos hídricos, que además son atractivos naturales: la Laguna de Mitla, el río Coyuca y finalmente la Laguna de Coyuca (Contreras et al., 2002). Así, en la medida que aumenta de densidad poblacional, tanto en la Laguna de Coyuca como en las

poblaciones aledañas, se marca una potencial tendencia a un aumento de niveles tróficos del sistema, convirtiéndose a corto plazo en un problema que puede desencadenar en la disminución de la zona óxica en la columna de agua, aumentando así la fase reductora y trayendo como consecuencia final la disminución en la presencia de especies aeróbicas en la misma; de tal modo, una forma de conocer el potencial aumento de nivel trófico en un sistema acuático es mediante la presencia/ausencia de organismos sensibles o tolerantes (De la lanza, 2000).



Figura 1. Localización de la Laguna de Coyuca de Benítez

Así mismo, los índices biológicos presentan algunas ventajas sobre los análisis físicos y químicos del agua, pues permiten la evaluación de la calidad biológica de un sistema acuático y está basada en el estudio de los efectos de la contaminación sobre el conjunto de los organismos que viven en él; uno de ellos es el Índice de Saprobiedad, el cual indica el estado de la calidad del agua respecto al contenido de materia orgánica degradable que se refleja en la composición de las especies de la comunidad, de tal forma, ésta indica el nivel saprobio según su composición y desarrollo. De tal modo, Vladimir Sládeček definió a la Saprobiedad de la siguiente manera: "Saprobiedad es la situación biológica de cualquier agua respecto la cantidad e intensidad de descomposición de materia orgánica degradable de origen autóctono o alóctono. Como una consecuencia de cambios en tiempo y espacio de muchos factores bióticos y abióticos, la Saprobiedad se desarrolla en dos direcciones básicas indicadas por la sucesión de comunidades características; la contaminación y eutrofización son manifestadas por etapas progresivas, degradación y autodepuración por las etapas regresivas (García, 2010).

Objetivos

1. Evaluar el comportamiento físico y químico en siete diferentes puntos de la laguna, a dos diferentes niveles de profundidad.
2. Evaluar el comportamiento nutrimental en siete diferentes puntos del sistema considerando, los niveles superficie y fondo.
3. Evaluar el índice de Saprobiedad considerando el método de Pantle y Buck.
4. Establecer la potencial relación entre el índice de Saprobiedad y el comportamiento nutrimental.

Método

Durante la fase *de campo* se llevaron a cabo muestreos mensuales en un lapso de enero a junio 2012; dónde se seleccionaron siete sitios de monitoreo (Figura 2), tratando de que éstos representaran las principales fuentes de contaminación del sistema así como su hidrodinámica (NOM/001, 1996).



Figura 2. Ubicación de los sitios de monitoreo

En cada sitio de muestreo se determinaron parámetros físicos, químicos y morfométricos *in situ* (profundidad y transparencia), mediante el uso de Disco de Secchi, (temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, potencial óxido-reducción, conductividad eléctrica y salinidad) con el multiparamétrico HANNA HI9828. Además, se tomaron muestras de agua mediante la botella Van Dorn para evaluar los parámetros químicos en laboratorio; demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, amonio, nitratos, nitritos, fósforo total, fosfatos y sulfatos. (CE-CCA, 1989).

Para el análisis cualitativo y cuantitativo de fitoplancton, las muestras destinadas fueron fijadas en solución de lugol al 2%.

El análisis cualitativo de fitoplancton, contemplo elaborar una lista de los taxones presentes; éste procedimiento consistió en la utilización de las claves taxonómicas de Prescott (1982). El análisis cuantitativo se llevó a cabo mediante el conteo de células por el método de Utermöhl (1948), dicho procedimiento con el uso de un microscopio invertido marca Olympus Ix70 (Ortega, 1996), (Vázquez et. Al, 2006).

Finalmente en la fase de *gabinete* se realizó el Índice de Saprobiidad mediante el método de Pantle y Buck (1955).

$$S = \sum \frac{(h * s)}{sh}$$

Donde:

S=Valor saprobio para cada especie (lista de especies de Sládecek, 1973)

H=Abundancia relativa (1,3y5)

1=casuales 1-19%

3=frecuentes 20-49%

5=abundantes 50-100%

Posteriormente el resultado obtenido del Índice Saprobio se clasificó en el sistema (Sládecek 1973).

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el paquete estadístico Statgraphics Centurión XVI.II. Primeramente, en el análisis exploratorio a los datos obtenidos se les realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov a fin de conocer su normalidad. Los resultados mostraron que los datos tienen un comportamiento no normal, por lo que se les ejecutaron pruebas no paramétricas; para el análisis univariado se realizó la prueba estadística de Kruskal-Wallis (KW) y en el análisis multivariado se realizó la prueba Análisis de Componentes Principales (ACP) (Cervantes, 2006).

Resultados y discusión

Listado taxonómico de fitoplancton: De la revisión de 84 muestras se encontraron 46 especies distribuidas en 5 Divisiones (Figura 3), 6 Clases, 15 Órdenes, 21 Familias y 33 Géneros. La división con mayor porcentaje fue Chrysophyta (43%), seguida de Cyanophyta (27%), Clorophyta (25%), Cryptophyta (3%) y finalmente Euglenophyta (2%), basado en las claves taxonómicas de Prescott (1982). (García, 2010).

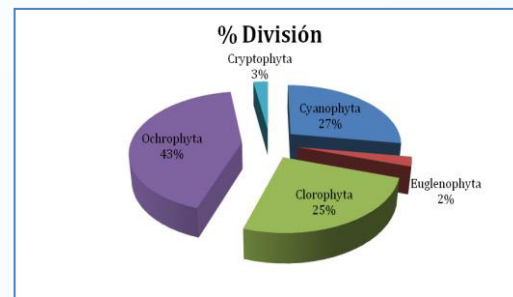


Figura 3. Porcentaje de frecuencia de las divisiones fitoplanctónicas, de las cuales Chrysophyta, Cyanophyta y Clorophyta ocupan el 95%.

La representatividad del fitoplancton en la Laguna de Coyuca se encuentra resaltada principalmente por la Clase *Bacillariophyceae* con un total de 12 especies, además de ser el grupo más abundante; en el presente trabajo fue igualmente *Bacillariophyceae* el grupo más diverso con 19 especies, sin embargo *Cyanophyceae* en el grupo con mayor abundancia, que se debe en gran parte a las concentraciones de nutrientes y materia orgánica que se encuentran en el sistema (Dávila, 1986).

Índice de Saprobiidad

Los valores del Índice de Saprobiidad de cada mes y en sitio de muestreo corresponden al intervalo 1.51-2.5 correspondiente a *β-mesosaprobiidad*, en dónde se describe a ésta clase como aguas ligeramente contaminadas, que sirven para riego y pesca.

El sitio con el valor saprobio más alto fue La Estación (2.38) dónde además de contar con elevadas concentraciones de nutrimentos, fue el sitio con el potencial óxido-reducción (POR) más alto (78.7 mv) el cual contó con especies como *Pandorima morum*, *Clorella vulgaris* y *Cryptomonas ovata*, cuya valencia saprobia es alta (2, 3.6 y 3 respectivamente) por lo que se demuestra la tolerancia de los organismos fitoplanctónicos ante la continua afluencia de contaminantes; el mes con mayor valor fue junio (2.09) debido principalmente a la proliferación de especies tolerantes, debido al arrastre de compuestos orgánicos provenientes de los ríos Coyuca y el Conchero y por escurrimientos de las zonas de cultivo. (Monreal, 1991).

Comportamiento Nutricional

Nitrato (NO₃)

El promedio mensual fue de 3.9067 ± 3.7771 , el cual se encuentra dentro del límite máximo en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (10 mg/L).

El comportamiento por mes fue heterogéneo (Figura 4), con diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P=0.00801$; $P < 0.05$ KW) los intervalos de cada mes fueron descendiendo de marzo a junio, las medianas se mantienen debajo de 4 mg/L, a excepción de marzo cuya mediana se encuentra arriba de 5 mg/L. Especialmente el NO_3 se comportó de manera heterogénea con diferencia estadísticamente significativa ($P=0.0377$; $P < 0.05$ KW).

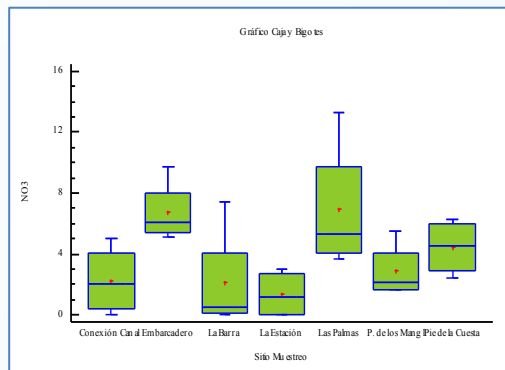


Figura 4. Comportamiento estacional de los nitratos, los sitios; Embarcadero y Las Palmas son los de mayor concentración.

Los valores registrados son similares a los encontrados por Cruz, 2013 donde la concentración de nitratos tuvo una media anual de 3.3 mg/l. Cuya similitud se basa en que los sitios con mayor concentración tienen un alto porcentaje de STD, además de una baja profundidad y descargas directas sin tratamiento de hogares o locales comerciales.

Nitritos (NO_2)

El NO_2 tuvo un promedio mensual de 0.0555 ± 0.0217 , cuyo valor se encuentra dentro del límite máximo establecido por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (1.0 mg/L). Temporalmente, el NO_2 tuvo un comportamiento homogéneo y sin diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P=0.2524$; $P \geq 0.05$ KW). Por sitio de muestreo mostró un comportamiento homogéneo ($P=0.422938$; $P \geq 0.05$ KW), donde se puede observar diferencia entre los rangos de cada sitio, sin embargo las medianas oscilan alrededor de 0.04 mg/L. En la prueba por nivel

(Figura 5), mostró diferencia estadísticamente significativa ($P=0.0002$; $P < 0.05$ KW), en este caso ambos grupos son similares, sin embargo las medianas tienen una diferencia notable, teniendo concentraciones más elevadas a nivel fondo.

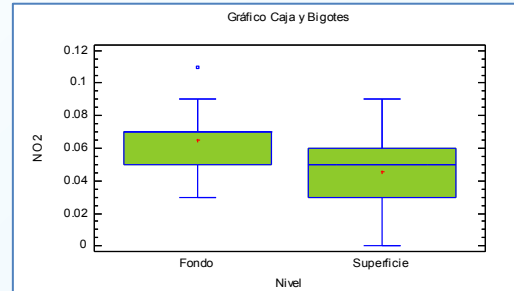


Figura 5. Comportamiento de nitritos por nivel, se muestra una diferencia de concentración entre fondo y superficie.

De los compuestos amoniacales, el que tuvo mayor representación fue el amonio (NH_4^+) con una media de 0.6086; el amoniaco (NH_3) fue ligeramente menor, con una media de 0.4482 y una media de 0.4136 correspondiente a nitrógeno amoniacal (N-NH_3).

Fósforo

De manera general, el contenido de fósforo (Total, PO_4 , P_2O_5) en la Laguna de Coyuca fue alto. Los ortofosfatos fueron altos en comparación a registros anteriores, donde se han observado concentraciones de hasta 3.7 mg/L cerca de la colonia La Estación (Cruz, 2013). (De la Lanza, 2008), obtuvo una media de 0.08 mg/L de fósforo total y 0.02 mg/L de ortofosfatos en la Laguna de Tres Palos, Guerrero.

El promedio de PO_4 fue de 2.5731 ± 1.5712 , donde el valor mínimo fue de 0.2 en el Sitio La Estación a nivel superficie en el mes de febrero y Paraíso de los Mangles a nivel fondo en el mes de marzo; por otro lado el valor máximo fue de 6.4 en el Embarcadero a nivel superficie en el mes de marzo. Por mes los PO_4 tuvo un comportamiento homogéneo sin diferencia estadísticamente significativa ($P=0.225381$; $P \geq 0.05$ KW). La prueba de KW por sitio de muestreo mostró que no existe diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P=0.665354$; $P \geq 0.05$ KW); sin embargo se puede apreciar un comportamiento irregular en las medianas, con un valor en su mayoría de 3 mg/L. Por nivel ($P=0.023111$; $P <$

0.05) existe una diferencia estadísticamente significativa (Figura 6), donde se observa que los valores a nivel superficie son un poco más elevado a comparación de los valores en el nivel fondo; la mediana de superficie oscila en 3 mg/L y la de fondo en 2 mg/L.

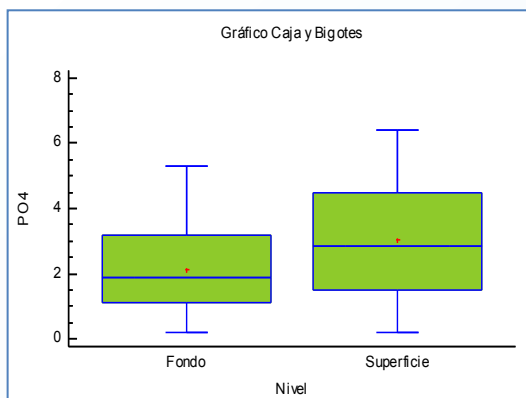


Figura 6. Comportamiento por nivel de los ortofosfatos, con mayor concentración en superficie así como un incremento general respecto a lo reportado para Coyouca de Benítez.

Según los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua; Los valores registrados en el presente trabajo rebasan el máximo permisible para protección de vida acuática en aguas marinas o costeras y de agua dulce que es de 0.002 mg/L y 5 mg/L respectivamente; sin embargo se encuentra dentro del límite para Recreativo; con contacto primario, Riego Agrícola, y Pecuario (6 mg/L).

Análisis Univariado

El análisis estadístico univariado demostró que parámetros tuvieron temporalmente un comportamiento homogéneo durante el ciclo de muestreo, tales como la transparencia cuya media (0.49 m) se encuentra fuera del valor establecido en los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua (CE-CCA-001/89), para protección de la vida acuática el cual debe de ser mayor a 2.0 m. Según los CE-CCA; Los valores registrados de *fosfatos* (2.57 mg L⁻¹) rebasan el máximo permisible para protección de vida acuática en aguas marinas o costeras y de agua dulce que es de 0.002 mg L⁻¹ y 5 mg L⁻¹ respectivamente. El promedio mensual de los nitritos fue de 0.05 mg L⁻¹, cuyo valor se encuentra fuera del límite máximo establecido por los CE-CCA para protección de la vida acuática (0.002 mg L⁻¹); sin embargo se

encuentra dentro del límite máximo para abastecimiento de agua potable y uso pecuario (0.05 y 10 mg L⁻¹ respectivamente).

Por otro lado, parámetros como el oxígeno disuelto (OD) tuvieron comportamiento heterogéneo de manera temporal; el OD mostró un aumento en su concentración durante mayo-junio, el cual es favorecido por las precipitaciones, la concentración de OD (5.53 mg L⁻¹) brinda condiciones favorables para la vida acuática además de favorecer las reacciones oxidativas para la degradación de la materia orgánica; el pH en la Laguna de Coyouca tiende a la basicidad (>7.5), lo cual indica que el sistema de amortiguamiento es dominado principalmente por los bicarbonatos (HCO₃²⁻) y ligeramente por los carbonatos (CO₃⁻) provenientes del proceso de hidratación del CO₂. Por otro lado, la salinidad tuvo un promedio de 1.29‰. Destacando los sitios al noreste de la laguna cuya salinidad es ligeramente mayor debido, a que en ésta zona no existe un factor de dilución que permita una correcta asimilación de compuestos inorgánicos. Los promedios de la *DBO₅* (74.12 mg L⁻¹) así como la *DQO* (95.79 mg L⁻¹) se consideran elevados, principalmente en Pie de la Cuesta y la Estación, sin embargo su concentración se ve disminuida durante los meses de mayo y junio debido a las precipitaciones y por ende al aumento del factor de dilución del sistema. Otro parámetro que se encuentra fuera del límite máximo son los nitratos, cuyo promedio (3.90 mg L⁻¹) se encuentra fuera del límite máximo en los CE-CCA para protección de la vida acuática marina el cual es de 0.04 mg L⁻¹.

Análisis Multivariado

En la prueba de correlaciones de Pearson, fueron salinidad y conductividad eléctrica (r=0.99), salinidad y sólidos totales disueltos (r=0.94) los pares que tuvieron un alto valor de correlación. En el Análisis de Componentes Principales se obtuvo en el primer componente un porcentaje acumulado de 25.968, el segundo componente obtuvo el mayor valor con 44.057. Así, en el primer componente tuvieron mayor peso la salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, pH, oxígeno disuelto, y temperatura, parámetros que demostraron un comportamiento significativo de manera espacial; en cambio, el segundo componente fue representado principalmente por los nutrientes, transparencia, la DQO y DBO₅. (Figura 7).

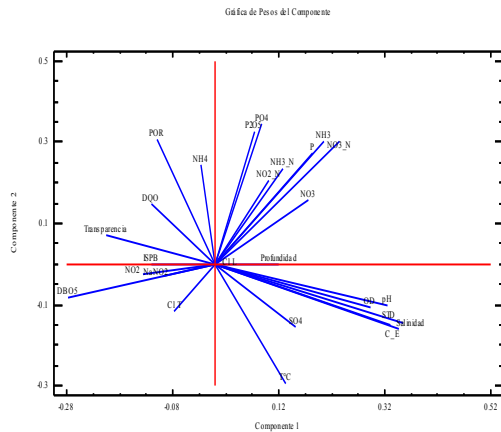


Figura 7. Análisis de Componentes Principales efectuado sobre 20 variables, donde se obtuvo dos componentes con un porcentaje acumulado de 25.968 y 44.057 respectivamente.

Conclusiones

Las concentraciones de nutrimentos como nitratos (3.90 mg L^{-1}) y fosfatos (2.57 mg l^{-1}) son elevadas, favoreciendo la proliferación de fitoplancton; así, cuando no hay limitación de nutrientes los índices de consumo muestran una curva en forma de hipérbola en respuesta a la intensidad de luz, similar a la fotosíntesis (Álvarez, 2004).

Según los resultados del índice de Saprobiidad el agua de la laguna de Coyuca corresponde a *Beta-mesosaprobia*.

De acuerdo al análisis estadístico univariado todos los parámetros mostraron distribución no normal, siendo oxígeno disuelto, temperatura, POR, DBO₅ y nitratos los que mostraron comportamiento heterogéneo ($P < 0.05$).

El análisis de componentes principales indicó que los parámetros con mayor peso en el comportamiento del sistema son salinidad, fosfatos y nitritos.

Referencias

Álvarez, S., (2004) "Dinámica de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera fuertemente afectada por surgencias costeras" *Ciencias marinas*, 30 (1), Septiembre-Agosto 2004, pp. 1-19.

CE-CCA-001 (89). Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua.

Cervantes, A., Marques, M., P. Rivera, *Análisis Estadístico un Enfoque Practico con*

Statgraphics. (2006) Edit. UNAM- FES Z, México D. F., 1213pp.

Contreras F., Castañeda L., Torres a., (1997)"Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las algunas costeras del estado de Oaxaca, México". En: *Hidrobiología* 7:(9) pp. 9-17.

Contreras, F., Castañeda, L., Barba, E., y H. Pérez. (2002) "Caracterización e importancia de las lagunas costeras, en: INP/ U. Ver". (eds.). La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. CRIP/INP/SAGARPA/ U. Veracruzana, México. Pp. 31-43.

Cruz, P. (2013) *Calidad del agua en la Laguna de Coyuca, Guerrero y Geovisualización de los Paisajes Asociados*. "Tesis de Licenciatura". México D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.

Dávila, J. (1986) *Distribución y abundancia del fitoplancton durante el ciclo estacional verano 83-verano 84 en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero*. "Tesis de Licenciatura", México D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.

De la Lanza Espino, G., J. Alcocer Duran, J.L. Moreno Ruiz y S. Hernández Pulido, 2008. "Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México". *Hidrobiológica*, 18(1):21-30.

De la lanza, G., Hernández Pulido, S. y J. Carbajal. (2000) *Organismos Indicadores de la Calidad del agua y de la Contaminación (Bioindicadores)*. Plaza y Valdés, S.A. DE C.V., México D.F.

García, Y. (2010) *Sistema de Saprobios para la Evaluación Biológica de la Calidad del agua*. "Tesina de Licenciatura". Los Reyes Iztacala, Edo. Mex. Universidad Nacional Autónoma de México.

Monreal, A. (1991) *Evaluación de la concentración de la clorofila a fitoplanctónica estacional en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, utilizando técnicas hidrobiológicas y de percepción remota*. "Tesis de licenciatura". México D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT- (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales.

Ortega, E. (1996) *El fitoplancton como indicador de la calidad de agua del lago Huayamilpas, Del. Coyoacán, D.F.* "Tesis de Licenciatura". México D.F., Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.

Pantle, R. y Buck. H. 1955. Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*. 96:604.

Prescott, G. W. (1982) *Algae of the western great lakes area. With an illustrated key to the genera desmids and freshwater diatoms. Department of botany and Plant Pathology. Michigan State University East Lansing, Michigan. Otto Koeltz Science Publishers. 977 pp.*

Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Municipio de Coyuca de Benítez, EURA Espacio urbano y Arquitectura, S. C., (2009).

Sládeček V., (1973) "System of Water Quality from Biological Point of View". *Arch. Hydrobiol. Beith*. 71(5). pp. 20/26.

Utermöhl, H., 1948. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton methodik. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.

Vázquez, G. et al. 2006. "Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua," *Depto. El Hombre y su Ambiente, UAM-X*.

Contacto

M. en C. Raúl Arcos Ramos. Profesor de Tiempo Completo. Carrera de Biología. FES ZARAGOZA UNAM. Tel. 015556941210
biolrar@terra.com.mx

Jafet Reyes Cardoso. Tesista de Licenciatura. Carrera de Biología. FES ZARAGOZA UNAM. Tel. 5526982458.
jafetreycardozo@gmail.com

Mario Enrique Sainz Moreno. Tesista de Licenciatura Carrera de Biología. FES ZARAGOZA UNAM. Tel. 5528830291.
msmariobros208@gmail.com

Remoción de tetraciclina mediante electrocoagulación y membranas de ultrafiltración

Carlos Arce Gaxiola, Sergio Pérez Sicaños, José B. Morales Cuevas,
Shui W. Lin Ho, Krisnar A. Corrales López

Instituto Tecnológico de Tijuana. Centro de Graduados e Investigación en Química

Resumen

Actualmente se ha estudiado ampliamente a los “contaminantes emergentes”, que comprenden productos farmacéuticos y de higiene personal, por su incidencia en el medio. La tetraciclina (TC) es un antibiótico potente, utilizado en la industria ganadera y en terapia humana, siendo uno de los antibióticos más utilizados en el mundo. Sin embargo, sólo una fracción de TC se metaboliza y la mayoría de TC es desechada (Zhanga, Yina, Zhaoc, Zhud, Wang, 2015, pp. 1504-1512). La TC es tóxica para organismos acuáticos. Algunas de las principales preocupaciones implican la biodegradabilidad y la estabilidad de los contaminantes de este tipo en el medio ambiente (Rathoda, Haldara, Basha, 2016, pp. 240-249). En el presente trabajo se estudió la remoción de tetraciclina en un sistema de electrocoagulación (EC) acoplado a un sistema con membranas de ultrafiltración (UF). Se evaluaron los procesos individualmente para encontrar las condiciones óptimas de remoción de TC y después se acoplaron para observar si se presenta algún efecto sinérgico. Para la electrocoagulación se utilizó un ánodo de Al y un cátodo de acero inoxidable. Para la fabricación de las membranas se utilizaron soluciones de polímeros polisulfona y poli(éter)étersulfona sulfonada, en diferentes concentraciones. Dos de las membranas fueron dopadas con nanopartículas de ZnO (5 mg/100 mL). Se removió hasta un 96% de TC con el proceso acoplado.

Palabras clave

Tetraciclina, Electrocoagulación, Ultrafiltración, Contaminantes Emergentes, Aguas Residuales.

Abstract

Nowadays has been extensively studied the “emerging contaminants” which include

pharmaceuticals and personal care products, because of their impact on the environment. Tetracycline (TC) is a potent antibiotic, used in human therapy and in farming industry, being one of the most widely used antibiotics in the world. However, only a fraction of TC is metabolized and most TC is discarded from organism (Zhanga, Yina, Zhaoc, Zhud, Wang, 2015, 1504-1512). TC is toxic to aquatic organisms. Some of the main concerns involve the biodegradability and stability of such contaminants in the environment (Rathoda, Haldara, Basha, 2016, pp. 240-249). In this work the removal of tetracycline was studied by an electrocoagulation process (EC) coupled to a system with ultrafiltration membrane (UF). Processes were evaluated individually to find the optimal conditions for removal of TC and then coupled to see if any synergistic effect. For electrocoagulation an anode of Al and a cathode of stainless steel were used. For preparation of membranes solutions of polysulfone and sulfonated poly(ether) ethersulfone polymers, in different concentrations, were used. Two membranes were doped with ZnO nanoparticles (5 mg / 100 mL). A removal up to 96% of TC was reached with coupled process.

Keywords

Tetracycline, electrocoagulation, ultrafiltration, emerging contaminants, wastewater.

Introducción

La tetraciclina, con fórmula química $C_{22}H_{24}N_2O_8$, es un potente fármaco que muestra actividad antimicrobiana contra una amplia gama de bacterias gram-positivas y gram-negativas. Esta sustancia, de bajo costo, constituye uno de los grupos más ampliamente utilizados como antibióticos, tanto en la medicina humana para el tratamiento de enfermedades infecciosas, as

como en el sector de la ganadería como fármacos preventivos y curativos. También se emplean como aditivos en alimento para animal para un rápido crecimiento y aumento de peso del animal (Pérez, Redigolo, Pezza, 2016, pp. 286-392). La importancia de tratar este fármaco es la falta de normatividad que existe para su control y tratamiento cuando está presente en aguas residuales, y por el riesgo que representa para el medio ambiente. Se han reportado algunos procesos para la remoción de antibióticos de este tipo; Zaidia y colaboradores reportaron la remoción de hclato de doxiciclina (DCH) mediante un tratamiento electroquímico de coagulación acoplado a flotación, a partir de soluciones acuosas, logrando remociones de hasta el 99.4% (Zaidia, Chaabanea, Sivasankarb, Darchenc, Maachia, et al, 2015, pp. 1-12).

Por otra parte, se ha reportado el uso de membranas poliméricas en la remoción de tetraciclina. Shu-Fang y colaboradores, reportaron la remoción de tetraciclina mediante ósmosis directa, concluyendo que es una alternativa eficaz para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con antibiótico de tetraciclina, así como la recuperación de las aguas residuales, logrando un rechazo del 97% de TC mediante la membrana y un 74% de recuperación de flujo de agua (Fang, Ping, Paul, Hua, Bin, et al, 2015, pp.76-83).

A su vez, Li Xu y colaboradores evaluaron en un sistema de nanofiltración y electro-oxidación catalítica para remover hidrocloreto de tetraciclina, usando ánodos de Ti/SnO₂-Sb preparados por el método electrodeposición por pulso y con membranas comerciales NF90. Evaluaron el efecto de la oxidación electrocatalítica en el control del ensuciamiento de la membrana y sobre la concentración de polarización (Xu, Sun, Du, Zhang, 2014, pp. 58-65).

Dentro de los procesos utilizados para el tratamiento de agua contaminada, la EC ha demostrado ser un método atractivo y eficiente, sobre todo en los casos de alto contenido de material suspendido y coloidal. La EC implica la corrosión promovida en ánodos de sacrificio (normalmente de Al o de Fe) haciendo pasar la electricidad para liberar especies coagulantes de iones metálicos y desestabilizar una amplia gama de contaminantes suspendidos, disueltos, y macromoleculares (Chellam, Ayu, 2016, pp. 490-501). En su forma más simple, un reactor de electrocoagulación puede estar compuesto de una

celda electrolítica con un ánodo (placa perforada de Al) y un cátodo (malla de acero inoxidable).

Por otra parte, los procesos de separación con membranas poliméricas han incrementado su aplicación en las últimas décadas. Estos materiales ofrecen altos porcentajes de rechazo para una amplia gama de contaminantes, pero presentan el inconveniente de ensuciamiento de superficie, lo cual se debe generalmente a la presencia de material suspendido en el agua a tratar y a la naturaleza química del polímero.

En esta investigación se prepararon membranas poliméricas de UF y un sistema de electrocoagulación y se evaluaron en la remoción de TC de muestras sintéticas, y posteriormente se evaluó la eficiencia de remoción de ambos sistemas acoplados.

Objetivo general

Evaluar el proceso de electrocoagulación acoplado a un sistema de membranas de nanofiltración para remover tetraciclina presente en solución acuosa.

Objetivos específicos

1. Evaluar el proceso de electrocoagulación, empleando un electrodo de aluminio, para la remoción de tetraciclina (TC), bajo una condición de operación por lotes (en batch).
2. Evaluar el efecto de la concentración del electrolito de soporte (NaCl) sobre la remoción de tetraciclina, manteniendo constante la corriente aplicada, la velocidad de agitación y la temperatura.
3. Evaluar el efecto de la corriente aplicada sobre la remoción de tetraciclina, manteniendo constante la concentración del electrolito de soporte, la velocidad de agitación y la temperatura.
4. Implementar una técnica de espectrofotometría UV-VIS para la determinación de la concentración del contaminante.
5. Preparar las membranas porosas de soporte de ultrafiltración mediante inversión de fases y caracterizarlas.
6. Desarrollar los experimentos de remoción de tetraciclina, bajo diferentes condiciones de operación: presión aplicada y concentración de la solución.
7. Evaluar el efecto de la concentración de la sal en el proceso de ultrafiltración.
8. Acoplar ambos procesos para determinar la

eficiencia de remoción del contaminante.

Material y métodos

Los experimentos se llevaron a cabo con un volumen de 500 mL de solución con 20 ppm de TC (Sigma-Aldrich), donde se adicionaba una cantidad de electrolito (NaCl, Sigma-Aldrich) dependiendo de cada experimento. La agitación se mantuvo en 500 rpm, la temperatura y presión fueron en condiciones de laboratorio. ($T \approx 25^\circ\text{C}$). Las variables que se estudiaron fueron: la corriente aplicada (0.10, 0.15 y 0.20 A) y la concentración de electrolito (NaCl, 0.5, 0.75, 1.0 y 1.5 g/L). Se utilizó una celda con ánodo de placa perforada de aluminio y un cátodo de malla de acero inoxidable. La determinación de la cantidad remanente de TC durante los

experimentos se realizó mediante espectrofotometría de UV-Vis, en una $\lambda_{\text{max}} = 358$ nm. Para la fabricación de la membrana de UF, se utilizó una mezcla de polímeros (polisulfona y poli(éter)étersulfona sulfonada), en diferentes concentraciones. Se prepararon 4 membranas por el método de inversión de fases. Dos de las membranas fueron dopadas con nanopartículas de ZnO (5 mg/100 mL).

Resultados y discusión

Se diseñó un reactor electroquímico con las siguientes dimensiones: 6.5 cm x 8.1 cm x 12.75 cm, con una capacidad de 670 mL. En la figura 1a se muestra la curva de calibración para TC.

En la figura 1b se muestra el efecto de la [NaCl] en la remoción por electrocoagulación de

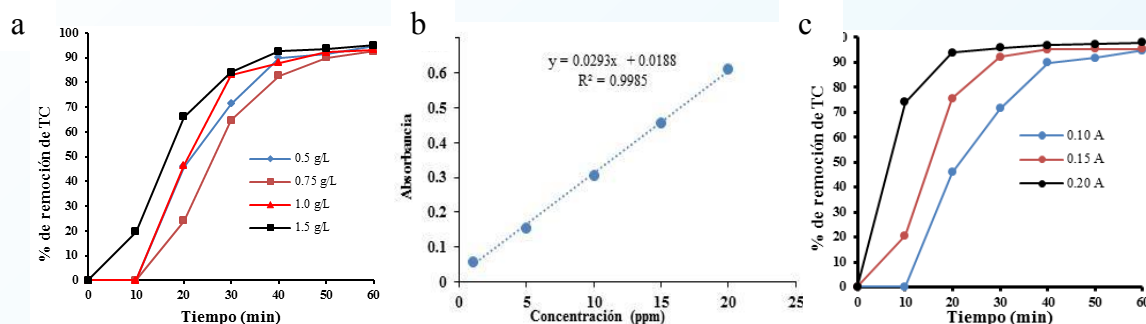


Figura 1. Curva de calibración del TC (a); efecto de la concentración del electrolito en la remoción de TC (b, $I=0.10$ A) y efecto de la corriente eléctrica aplicada en la remoción de TC (c, $[\text{NaCl}]=0.5$ g/L). TC=20 ppm.

Tabla 1. Caracterización del valor-A. $P=40$ psig, un área de 22.12 cm^2 y 25°C .

Membranas	Flujo Volumétrico (mL/min)	Espesor (mm)	Valor-A (mL/psig*cm ² *h)	Remoción de TC (%)	Remoción de TC acoplado (%)
Membrana #1	4.10	0.285	0.285	8.4	95.8
Membrana #2	4.05	0.290	0.271	8.9	96.0
Membrana #3	18.82	0.285	1.282	5.1	93.0
Membrana #4	10.35	0.274	0.712	4.3	92.9

TC (a 0.1 A) y la figura 1c muestra el comportamiento de la remoción de TC que resultó al variar la corriente eléctrica aplicada. Al incrementar la concentración de NaCl a 1.5 g/L se observa un incremento en la remoción de TC, no obstante, con 0.5 g/L se logra una remoción similar a la de 1.5 g/L, hacia los 40 min de reacción, pero empleando menor cantidad de electrolito.

Respecto a la corriente aplicada, con 0.2 A se logró remover cerca del 95% en 60 min de reacción, en tanto que con 0.1 A, la remoción fue de alrededor del 91%, la diferencia estriba en la diferencia del consumo energético, donde para 0.2 A es casi del doble que para 0.1 A. Los resultados de la caracterización de las cuatro membranas y sus respectivos porcentajes de separación se muestran en la Tabla 1. En general,

las membranas dopadas con Np's de ZnO (membrana #1 y #2), presentan valores A más bajos, esto se asocia con la inclusión de las NP's es los poros de la película de membrana. Por otra parte, en la evaluación de la remoción de TC, las membranas preparadas presentaron porcentajes muy bajos, siendo de 8.9% para las membranas dopadas y de 5.1% para las no dopadas. Con el proceso acoplado, empleando la EC (bajo condiciones de 0.1 A y 0.5 g/L de NaCl) y las membranas de UF dopadas, se logró hasta un 96% de remoción de TC.

Conclusiones

Se determinó que bajo las mejores condiciones del proceso de EC (0.10 A, 0.50 g/L de NaCl, 500 rpm, 25 °C, 1 atm y un pH neutro), el porcentaje de remoción de tetraciclina fue de alrededor del 91%. Las membranas de UF dopadas con nanopartículas de ZnO presentaron una disminución en el valor A debido a que las Np's se pueden alojar en los poros de mayor tamaño, incrementando la homogeneidad en los espacios intramembranales y esto influyó en el incremento de la remoción de TC. Con el sistema acoplado de electrocoagulación y membranas de UF se ha obtenido, hasta el momento, valores del 96%. Este ligero incremento en la remoción de TC del proceso acoplado respecto a la EC podría parecer no muy redituable, no obstante el proceso se aplicó a muestras sintéticas preparadas con agua desionizada, se espera que con muestras de agua residual real enriquecidas con TC, sea marcado el efecto de combinar el proceso, ya que la presencia de los componentes del agua residual puede reducir la eficiencia de la EC, donde la combinación con la membranas de UF sería más notable.

Referencias

Chellam, S., Ayu, M. (2016). 'Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control', *J. Hazard. Mat.*, 304, pp. 490-501.

Fang, S., Ping, M., Paul, J., Hua, Z., Bin L., Ming Y. (2015). 'Separation of tetracycline from wastewater using forward osmosis process with thin film composite membrane - Implications for antibiotics recovery', *Separation and Purification Technology*, 153, pp. 76-83.

Pérez, M., Redigolo, H., Pezza, L. (2016). 'Simple and clean determination of tetracyclines by flow injection analysis', *Spectrochimica Acta Part A: Mol. Biomol. Spectr.*, 153, pp. 386-392.

Rathoda, M., Haldara, S., Basha, S. (2015). 'Nanocrystalline cellulose for removal of tetracycline hydrochloride from water via biosorption: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies', *Ecol. Eng.*, 84, pp. 240-249.

Xu, L., Sun, Y., Du, L., Zhang, J. (2014). 'Removal of tetracycline hydrochloride from wastewater by nanofiltration enhanced by electro-catalytic oxidation', *Desalination*, 352, pp. 58-65.

Zaidia, S., Chaabanea, T., Sivasankarb, V., Darchenc, A., Maachia, R., Msagatid, T.A.M. (2015). 'Electro-coagulation coupled electro-flotation process: Feasible choice in doxycycline removal from pharmaceutical effluents', *Arabian Journal of Chemistry*, 1, pp. 1-12.

Zhanga, D., Yina, J., Zhaoc, J., Zhud, H., Wanga, C. (2015). 'Adsorption and removal of tetracycline from water by petroleum coke-derived highly porous activated carbon', *J. Environ. Chem. Eng.*, 3, pp. 1504-1512.

Contacto

Sergio Pérez-Sicairos, Doctorado en Ciencias en Química, Profesor Investigador: sperez@tectijuana.mx

Carlos Arce-Gaxiola, Estudiante de Ingeniería en Nanotecnología: carlosjrarce@hotmail.es

José B. Morales-Cuevas, Maestría en Ciencias en Química, Profesor Investigador: oldspic@hotmail.com

Shui Wai Lin-Ho, Doctorado en Ciencias en Química, Profesor Investigador: sl388@aol.com

Krisnar A. Corrales-López, Maestría en Ciencias en Química, Profesor Investigador: krisnar_88@hotmail.com.

Todos con dirección en Instituto Tecnológico de Tijuana, Centro de Graduados e Investigación en Química, Blvd. Alberto Limón Padilla y Av. ITR de Tijuana S/N, C.P. 22500, Mesa de Otay, Tijuana, B.C., México, 664-6233772.