



ITSON
Educar para
Trascender



Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México

Nidia Josefina Ríos Vázquez, Germán Eduardo Dévora Isiordia y David Heberto Encinas Yepiz

Compiladores:

Nidia Josefina Ríos Vázquez
Germán Eduardo Dévora Isiordia
David Heberto Encinas Yepiz

Edición literaria

Mtra. Marisela González Román
Dra. Nidia Josefina Ríos Vázquez

Tecnología y diseño

Alexa Alejandra Montes Cruz

Gestión editorial

Oficina de Publicaciones

Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
Educar para Trascender



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
Educar para Trascender

2017, Instituto Tecnológico de Sonora.
5 de Febrero, 818 sur, Colonia Centro,
Ciudad Obregón, Sonora, México; 85000
Web: www.itson.mx
Email: rectoria@itson.mx
Teléfono: (644) 410-90-00

Primera edición 2017
Hecho en México

ISBN: 978-607-609-169-2 (libro electrónico en internet)

Se prohíbe la reproducción total o parcial de la presente obra, así como su comunicación pública, divulgación o transmisión mediante cualquier sistema o método, electrónico o mecánico (incluyendo el fotocopiado, la grabación o cualquier sistema de recuperación y almacenamiento de información), sin consentimiento por escrito del Instituto Tecnológico de Sonora.

Cómo citar un capítulo de este libro (se muestra ejemplo de Capítulo 2):

Bustillos Nieblas C. A., Figueroa Cervantes A. E., Cervantes Beltrán A., Montaña Salas, F. E., Beltrán Ramírez J. D. (2017). Nivel de Alfabetización Ambiental en Alumnos Egresados en Mayo del 2015 de Ingeniero Civil del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON). En Ríos, N. y cols. (Comp.). Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México. (pp. 18). México: ITSON

DIRECTORIO ITSON

Dr. Javier José Vales Garcia
Rector del Instituto Tecnológico de Sonora

Mtro. Misael Marchena Morales
Secretaría de la Rectoría

Dr. Jaime Garatuza Payán
Vicerrectoría Académica

Dra. María Mercedes Meza Montenegro
Vicerrectoría Administrativa

Dr. Javier Rolando Reyna Granados
Dirección Académica de Recursos Naturales

Dr. Jesús Álvarez Sánchez
Jefe del Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente

Dra. Nidia Josefina Ríos Vázquez
Responsable del Programa de Ingeniero Químico

Mtra. Joseline Benitez López
Responsable del programa de Ingeniero en Ciencias Ambientales

Josué Bernal Tolano
Presidente de Asociación de Alumnos de Ingeniero Químico

Eduardo Díaz Sánchez
Presidente de Asociación de Alumnos de Ingeniero en Ciencias Ambientales

Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México.

Prólogo

El compromiso de las universidades, como formadoras de recursos humanos, y de los investigadores en las ciencias ambientales en la difusión de resultados que impacten en la formación de conciencia social sobre el estado que guarda nuestro planeta, los requerimientos para su cuidado y el respeto que le debemos a las futuras generaciones, tiene como consecuencia la propuesta de este libro denominado Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México.

Como su nombre lo indica se presentan aportaciones de diversas universidades y centros de investigación de México de carácter multidisciplinarias pero con un objetivo común que es el abordar desde sus diversos marcos metodológicos estudios diagnósticos, propuestas, y tendencias tecnológicas relacionados con las ciencias ambientales.

Con estas aportaciones se busca crear conciencia en relación a que los sectores económicos no sólo deben enfocarse en generar riqueza sino trabajar de una manera integrada buscando siempre mantener el ambiente que rodea a los diversos centros de trabajo lo mas cercano posible a su estado original, promoviendo el uso de las energías renovables, la química verde, nuevos métodos de tratamiento para residuos y nuevas formas de trabajo

Las experiencias que se han presentado durante los siete congresos regionales de ciencias ambientales y en sus tres congresos nacionales muestran el interés de la sociedad por converger y trascender sustentablemente. Han participado ponentes internacionales, naciones y estatales que han dejado huella significativa en el cuidado del medio ambiente. Han sembrado la curiosidad en los estudiantes de querer hacer algo tangible ya sea en el desarrollo de proyectos de innovación ambiental, en incursionar en el mundo de la investigación para desarrollar tesis que den respuesta a las problemáticas ambientales.

Se observa satisfactorio respaldo de la alta dirección del Instituto Tecnológico de Sonora en la organización de este tipo de eventos enfocados al ambiente y es grato observar que los contenidos de cursos de los programas educativos a nivel nacional e internacional, el tema del medio ambiente cada vez es más frecuente y de interés.

Dr. Javier Rolando Reyna Granados

**Director de Recursos Naturales
Instituto Tecnológico de Sonora**

Contenido

Capítulo I. Políticas Criminológicas de la Quema de Esquilmo en Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua; un Problema Criminoambiental. Carpio Domínguez J. L. y Camacho Vázquez M. E.	8
Capítulo II. Nivel de Alfabetización Ambiental en Alumnos Egresados en Mayo del 2015 de Ingeniero Civil del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON). Bustillos Nieblas C. A., Figueroa Cervantes A. E., Cervantes Beltrán A., Montañón Salas F. E. y Beltrán Ramírez J. D.	17
Capítulo III. Evaluación de la calidad del agua en relación con la concentración nutrimental en la Laguna de Coyuca de Benítez. Arcos Ramos R., Méndez Ramírez E., Herrera Pérez V. y Guerrero Pérez M. L.	30
Capítulo IV. Calidad del Agua de Dos Cuencas Tributarias del Río Tuxcacuesco, Jalisco. Hernández Vargas O., Palomera García C., Mancilla Villa O. R. y Olguín López J. L.	47
Capítulo VI. Determinación del efecto de la salinidad en el proceso germinativo de higuierilla (Ricinus communis L.) expuesto a vertidos de procesos de desalinización. Martínez Torres T. S., Dévora Isiordia G. E., Meza Escalante E. R., Álvarez Sánchez J. y Cuevas Salazar O.	58
Capítulo VII. Medición de la calidad fisicoquímica del agua usada en el cultivo de peces de agua dulce en el Valle del Yaqui. Miranda Wilson A., Angulo Inzunza R. y Muñoz Antillo A.	69
Capítulo VIII. Remoción de nitrógeno y materia orgánica empleando un humedal artificial de flujo sub-superficial: Estudio hidrodinámico y biológico. Ramírez Carranza D. R., Silva Luna C. D., Domínguez Mariani E. y Beristáin Cardoso R.	75
Capítulo IX. Estudio socioambiental en las cooperativas pesqueras de Ciudad del Carmen, Campeche. Casimiro Colli A., Wicab Cámara G. N., García Gómez M. A. y Santiago Alonso G.	87
Capítulo X. Análisis de DDT en sedimento marino de las Bahías de Lobos y Yavaros, Sonora. Solórzano Meza J. L., Balderas Cortés J. J., Meza Montenegro M. M., García Medina M. E. y Mondaca Fernández I.	94
Capítulo XI. Determinación de metales biodisponibles en polvos residenciales de una calle con alto tráfico vehicular, en Ciudad Obregón, Sonora. Dévora Figueroa A. G., Meza Montenegro M. M., Campos Iturríos A. A., Balderas Cortés J. J. y Mondaca Fernández I.	103
Capítulo XII. Determinación de metales traza en agua de pozo mediante espectrofotometría de absorción atómica en la comunidad de Pótam, Sonora. Mendoza Lagunas J. L., Meza Montenegro M. M., Balderas Cortés J. J., Mondaca Fernández I. y Corpus Villarreal B.	111
Capítulo XIII. Análisis de metales en agua de pozo proveniente de tres poblaciones Yaquis del sur de Sonora. Vega Millán C. B., Meza Montenegro M. M., Balderas Cortés J. J., Mondaca Fernández I. y Maldonado Escalante J. F.	120

Capítulo XIV. Evaluación de dos desparasitantes contra nematodos gastrointestinales en equinos del poblado de San José de Bacum, Sonora, México. Munguía Xóchihua J. A., Campas González G., Ducoing Watty A. M, Hernández Chávez J. F. y Flores Rodríguez L. A.	125
Capítulo XV. Humedales híbridos para el tratamiento terciario de aguas municipales. Morales Morales L., Navarro Frómata A. E. y Herrera Cárdenas J. A.	134
Capítulo XVI. Caracterización fisicoquímica de un agua de pozo tratada con extractos de moringa oleífera y de Azadirachta Indica, localizado en comunidades Yaquis del Sur de Sonora. Gálvez Chan, R., Muñoz Antillo A., Angulo Inzunza R. y Paredes Gálvez, P.	145
Capítulo XVII. Remoción de cromo hexavalente por quitosano entrecruzado. Correa Murrieta M. A., Sánchez Duarte R. G., Álvarez Sánchez J., Dévora Isiordia G. E. y Velázquez Gil G. M.	154
Capítulo XVIII. Cinética de adsorción del colorante rojo allura en solución con quitosano-tripolifostato. Sánchez Duarte R. G., Correa Murrieta M. A., Martínez Macías M. R., Devora Isiordia G. E. y Meza Escalante E. R.	161
Capítulo XIX. Comparación de la Efectividad Biológica de Insecticidas Biorracionales Contra un Insecticida Orgánico Sintético Comercial Sobre Araña de Texas (Eutetranychus banksi) en Cítricos. Castelo Gutiérrez G., Martínez Carrillo, J. M., Gutiérrez Coronado, M. A. y Castro Espinoza, L.	165

Capítulo I. Políticas Criminológicas de la Quema de Esquileo en Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua; un Problema Criminoambiental

Carpio Domínguez J. L. * y Camacho Vázquez M. E.
*joseluis.jlc@outlook.com

RESUMEN

Este trabajo detalla la perspectiva de la quema de esquileo como una conducta antisocial que contraviene con los intereses sociales y los derechos fundamentales de la población de ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua establecidos en el artículo cuarto constitucional, y que se deriva de la mala regulación y de la falta de interés institucional para enfrentar y prevenir dicha conducta. Este problema se ejemplifica con la quema de 20 mil de las 50 mil hectáreas de siembra en el transcurso de tres meses y marca el final del ciclo agrícola para la población de la región y el comienzo de una de las épocas de mayor contaminación por humo en la región afectada. Como objetivo se desarrollan perspectivas *criminoambientales* acerca de la quema de esquileo y de sus consecuencias tanto en la comunidad, como en el ecosistema presente y en consecuencia de la reacción social institucional frente a la quema. Esta problemática se aborda desde las teorías criminológicas, la normatividad que regula la quema y de su sanción y de las perspectivas de los organismos reguladores. Como base metodológica de carácter cualitativo: este trabajo se sustenta en la consulta del marco normativo y de la aplicación de medidas regulatorias partiendo de la perspectiva de los organismos reguladores de estas conductas como Desarrollo Urbano y Ecología municipal, Fiscalía General del Estado de Chihuahua Zona Occidente, SEMARNAT y SAGARPA. Así como a los medios de Comunicación y a la población que ayudan a poner en perspectiva la percepción social de la quema de esquileo, y de las Teorías Criminológicas que determinan la conducta como un *Crimen Ambiental Primario*. En cuanto a los resultados: se ha constatado que existe una escasa atención al problema por parte de las autoridades y dependencias encargadas, aunado por desconocimiento de los derechos por parte de la población y la falta de atención y medidas alternas para la prevención de crímenes ambientales. Una vez revisada la problemática se propone: la formulación de *políticas criminológicas* que se enfoquen en la prevención de la conducta para garantizar el óptimo aprovechamiento sustentable de los recursos, la educación ambiental y la corresponsabilidad para procurar la seguridad ambiental y el bienestar social.

ABSTRACT

This paper describes the prospect of burning Esquiline as antisocial behavior that contravenes social interests and fundamental rights of people in Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua established in article four of the Constitution, and that stems from poor regulation and lack of institutional interest to address and prevent such conduct. This problem is exemplified by the burning of 20 thousand of the 50 thousand hectares of planting in over three months and marks the end of the agricultural cycle for the population of the region and the beginning of one of the greatest times of smoke pollution in the affected region. Criminoambientales objective perspectives on burning Esquiline and its consequences in the community, as in this ecosystem and consequently of institutional social reaction to the burning develop. This problem is approached from criminological theories, the regulations governing the burning and its sanction and prospects of regulatory agencies. As methodological basis of a qualitative nature: this work is based on the consultation of the regulatory framework and the implementation of regulatory measures based on the perspective of regulatory bodies of these behaviors as Desarrollo Urbano y Ecología, Fiscalía General Zona Occidente, SEMARNAT and SAGARPA. As well as the media and the people that help put into perspective

the social perception of burning Esquiline, and criminological theories that determine the behavior as a Primary Environmental Crime. As for the results: it has been found that there is little attention to the problem by the authorities and agencies responsible, coupled with ignorance of the rights by the population and the lack of care and alternative measures to prevent environmental crimes. After reviewing the proposed problems: the formulation of criminological policies that focus on the prevention of conduct to ensure optimum sustainable use of resources, environmental education and stewardship to ensure environmental security and social welfare.

INTRODUCCIÓN

Son 700 000 toneladas de esquilmo anual en promedio, repartido en un rango de 45, 000 hectáreas de siembra en la región del municipio de Cuauhtémoc, Chihuahua; donde anualmente en los meses de octubre a enero se quema alrededor de 20, 000 hectáreas de esquilmo (1), que se refleja en grandes masas de humo que son arrojadas al aire, esta actividad tiene un génesis único, consecuencias múltiples y repercusiones que criminológicamente no han sido establecidas. Este proceso representa una problemática dual, la primera como afectación directa en el ecosistema de la región y por las implicaciones en la salud de los habitantes, consecuencia en ambos casos, por el humo; donde la conducta requiere, con carácter de imperativo, una regulación y en consecuencia un manejo sustentable de los “residuos”, así como de una revisión del marco legal del problema. Según la Norma Técnica Ambiental NTA-IEE-005-2007 del Estado de Guanajuato la protección y conservación de los recursos naturales requiere del establecimiento y adecuada regulación de especificaciones y acciones para mitigar los efectos adversos sobre el ambiente y la salud de los habitantes debido a las prácticas agrícolas y el inadecuado manejo de los residuos, en función a esto se requiere de un trabajo de participación social y multi-institucional.

EL MARCO NORMATIVO Y LA PERCEPCIÓN LEGAL DE LA CONDUCTA

La Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en el artículo cuarto establece la garantía de un ambiente sano para el desarrollo de los individuos:

Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generara responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley.

A la revisión del artículo cuarto se añade las disposiciones de la Norma Oficial Mexicana 015 (NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007) que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario, establece que SAGARPA, con la opinión de la Comisión Nacional Forestal, en coordinación con las autoridades agrarias, gobiernos de los municipios, entidades federativas y el Distrito Federal, deberá determinar la época en que el uso del fuego deba restringirse temporalmente, de acuerdo con el riesgo y la problemática de incendios forestales prevalecientes; así mismo determina que la Comisión Nacional Forestal podrá establecer con participación de los usuarios y otras instituciones gubernamentales y académicas, sitios de monitoreo de los efectos del fuego en el suelo, agua, vida silvestre y flora, así como generar un sistema de información con el fin de difundir información que orienten las decisiones sobre el uso del fuego.

Por otra parte la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental tiene como fin el garantizar el derecho de toda persona a vivir a un medio ambiente adecuado para su desarrollo, salud y bienestar, sustenta la garantía del aprovechamiento sustentable, preservación...de manera que sean compatibles la obtención de beneficios económicos y las actividades de la sociedad con la

preservación de los ecosistemas; pretende la prevención y el control de la contaminación del aire, agua y suelo, establece además que el ejercicio de las atribuciones en materia ambiental corresponde a la Federación, los Estados, el Distrito Federal y los Municipios, bajo el principio de concurrencia estipulado en el artículo 73 fracción XXIX-G de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, además se estipula en esta ley que es responsabilidad de la federación la emisión de recomendaciones a las autoridades Federales, Estatales y Municipales con el propósito de promover en cumplimiento de la legislación ambiental, es responsabilidad del Estado la atención de asuntos que afecten el equilibrio ecológico o el ambiente de dos o más municipios así como del cumplimiento de lo establecido en las Normas Oficiales Mexicanas y la emisión de recomendaciones a las autoridades competentes en materia ambiental con el propósito de promover el cumplimiento de la legislación ambiental, esta ley de igual manera establece que es de competencia Municipal la aplicación de las disposiciones jurídicas en materia de prevención y control de la contaminación atmosférica, así como la conducción y formulación de la política municipal de información y difusión en materia ambiental, aunado a la formulación, ejecución y evaluación del programa municipal de protección al ambiente; en cuanto a la política ambiental la Ley establece que los ecosistemas son patrimonio común de la sociedad y de su equilibrio dependen la vida y las posibilidades productivas del país, de igual manera quienes realicen actividades agrícolas y pecuarias deberán llevar a cabo acciones las prácticas de preservación y aprovechamiento sustentable y restauración necesarias para evitar el desequilibrio ecológico.

La Ley de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente del Estado de Chihuahua en el artículo 7 establece que corresponde al Ejecutivo del Estado la prevención y control de la contaminación de la atmósfera que se genere por fuentes agroindustriales y/o agrícolas, además establece que es responsabilidad del estado por medio de la SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) prevenir, controlar, reducir o evitar la contaminación de la atmósfera por medio del establecimiento de centros de verificación operables, así como del registro de los centros y de la actualización de los resultados; confiere la autoridad a los municipios de la entidad las facultades de: formulación, conducción y evaluación de políticas ambientales, así como la preservación y control de los desequilibrios ecológicos, la prevención y control de la contaminación de la atmósfera. Esta ley reivindica el derecho social a un ambiente sano proclamado en el artículo cuarto constitucional y delimita a las “*autoridades estatales y municipales*” a velar y preservar ese derecho. En cuanto a los “*Criterios Ecológicos y Promoción del Desarrollo*” de dicha ley establece que para efectos del desarrollo y con fin de inducir en equilibrio ecológico se deberá rechazar toda actividad de crecimiento económico que no respete ni promueva el equilibrio ecológico y la calidad de vida de los habitantes, en este sentido no se pretende la afectación económica, sino procurar que la quema no sea un método para la eliminación del esquilmo; la población, el estado y los municipios deberán asegurar la calidad del ambiente y desarrollo armónico de las capacidades humanas así como de prevenir y controlar la contaminación del ambiente de igual manera corresponde a la SEMARNAT la prevención y control de la contaminación atmosférica, en este sentido es el estado de Chihuahua y el municipio de Cuauhtémoc quienes conforme al artículo 98 fracción tercera establece que convendrán con quienes realicen actividades contaminantes para controlar, reducir o evitar las emisiones en la atmósfera, sin perjuicio de que se les requiera la instalación de equipos de control, conforme a las normas aplicables, cuando se trate de actividades de competencia estatal o municipal.

En el Código Penal del Estado de Chihuahua establece en el artículo 350 que para proceder penalmente en los delitos de carácter ambiental será necesaria la denuncia correspondiente la cual puede ser puesta por cualquier persona por lo que las consecuencias penales de la mala regulación de la quema de esquilmo puede derivar de seis meses a seis años de prisión con un incremento de tres años más, debido a que son actividades que se realizan cerca de asentamientos humanos, con

base a lo anterior existen otros artículos que sancionan la no aplicación de las normas y leyes vigentes en el estado en materia ambiental.

PERSPECTIVA CRIMINOLÓGICA (CRIMEN AMBIENTAL)

Los conceptos operacionales de orden explicativo (2) son determinados dentro del estudio de la quema de esquilmo como un crimen de la siguiente manera:

- **Causa:** La producción agrícola juega un papel fundamental en la región, lo que ofrece beneficios económicos para los productores y la región, aunque en la praxis existen procedimientos que van en contra del bienestar social.
- **Factor:** La quema del esquilmo es una práctica que se da en perjuicio de la sociedad derivado de la falta de regulación, la falta de responsabilidad social y el compromiso de las dependencias y autoridades en prevenirlo.
- **Móvil:** El ahorro económico y tiempo; el esquilmo es quemado porque procesarlo o levantarlo representa un gasto que no están dispuestos a realizar los productores.
- **Factor Causal:** Derivado de la falta de regulación, la falta de métodos alternos para la eliminación o manejo sustentable del esquilmo y la falta de acciones en materia jurídica.

La representación de la quema de esquilmo como un crimen, definido como el acto de un individuo que contraviene con los intereses de la sociedad (3) se fundamenta en la descripción de una conducta antisocial que daña el tejido social y menoscaba la integridad de la sociedad, en este sentido la quema se ha prolongado por tanto tiempo que es concebida como un acto “natural” que forma parte de las costumbres y tradiciones productivas de la región, La quema de esquilmo representa un problema que si bien, no es nuevo, es hasta ahora que surge la necesidad de analizarlo como un crimen ambiental; en cuanto a los términos de *Crimen* como conducta antisocial, representa un daño a la estructura funcional de la sociedad y obviamente al medio ambiente por más de 90 años de quema de esquilmo; en este sentido el estudio de la *Criminalidad* también en términos ambientales representa el conjunto de conductas antisociales que se llevan a cabo en un tiempo y lugar determinados y que requiere de un análisis global del fenómeno de los grupos sociales, condiciones económicas y sociales que propician la conducta (4).

Los Crímenes Ambientales Primarios (*Primary Green Crimes*), definidos por (5) *Como el daño directo y destrucción causado al medio ambiente y sus especies*, representan uno de los principales problemas de la actualidad ya que sus consecuencias no son inmediatas, sino que se presentan en un tiempo prolongado y puede o no presentarse en el mismo lugar, por lo que el estudio y evaluación de los crímenes ambientales exige un acercamiento de la criminología tanto para determinar su génesis, la dinámica y su prevención (*Políticas Criminológicas*).

COSTO ECONÓMICO SOCIAL DEL CRIMEN

La criminalidad afecta directamente en la economía de los países, los estados y los municipios (6) puesto que representa un gasto mayor el investigar y sancionar las conductas que el prevenir y educar. En este sentido la quema de esquilmo puede requerir de una prevención oportuna, ya que el daño ecológico es irreparable y al igual que el daño a la salud de los habitantes no puede ser cuantificable salvo por la derivación de los costos de los servicios de salud para la población afectada y el costo de los procesos legales (Ministerio Público, Policía Ministerial, procesos de investigación, juicio, sanción, etc.) que pudieran derivar de las denuncias penales.

LA REACCIÓN SOCIAL INSTITUCIONAL

En cuanto a los métodos y mecanismos que utilizan las instituciones frente al delito, según (4) esta reacción social institucional es diferente en cada región y época y busca conocer cómo reaccionan las instituciones frente a la delincuencia y que esta reacción requiere atender la problemática de la criminalidad desde nuevas perspectivas, considerando que el crimen es un comportamiento no estático, sino que es dinámico con influencias individuales, sociales, económicas y culturales; así como de los mecanismos subestructurales de control de la criminalidad; por lo que *la ineficacia de la reacción social institucional y la necesidad de cambios posibilitan observaciones agudas a las instituciones* ya que el sistema selecciona las investigaciones criminales. Por lo que las instituciones gubernamentales se encuentran en una encrucijada entre la cantidad de trabajo que deriva en la falta de atención, y de los recursos destinados para la atención de las problemáticas. En este sentido Marchiori argumenta que:

Los mecanismos subestructurales de control de la criminalidad de las instituciones requieren de una permanente actualización no solo en lo referente a la legislación sino al sistema penal y a las instituciones de ejecución, para impedir que se llegue siempre demasiado tarde en la tarea de control y prevención.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El municipio de Cuauhtémoc se encuentra ubicado en la zona occidente (28° 25' 0" N, 106° 52' 0" W) del estado de Chihuahua, cuanta con una superficie de 3810.90 km² el territorio es utilizado para agricultura, fruticultura y ganadería. Según INEGI (2007) el municipio cuanta con 127 796 hectáreas de uso agrícola. El presente estudio fue realizado durante el mes de febrero del 2016; el método de estudio es de carácter documental descriptivo utilizando las fuentes de información para la presente investigación partiendo de la siguiente regulación: La Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, de la Ley de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente del Estado de Chihuahua, de la Norma Oficial Mexicana 015 de SEMARNAT-SAGARPA, el Código Penal del Estado de Chihuahua y la Norma Técnica Ambiental NTA-IEE-005-2007 del estado de Guanajuato. Así mismo se realizaron entrevistas semiestructuradas para la recolección de datos de cada una de las dependencias, referente a la regulación y sanción de la quema de esquilmo y representantes de dependencias como SAGARPA, Desarrollo Urbano y Ecología, el principal Medio de Comunicación de la región, la población de la región y a los agricultores que realizan las quemas.

RESULTADO Y DISCUSIÓN

De acuerdo a la investigación realizada acerca de la perspectiva de las dependencias reguladoras y sancionadoras de la quema de esquilmo basado en la reacción institucional como problema criminoambiental en ciudad Cuauhtémoc y de su población como afectación social derivada de la contaminación por humo que repercute en el bienestar social y la salud, así como de la violación a los derechos de la población a un medio ambiente sano y de la contaminación ambiental que de esta práctica se deriva.

LA QUEMA DE ESQUILMO COMO PROBLEMA SOCIAL

Si bien se puede entender que el desarrollo social es representado por la sana convivencia, la capacidad económica de la región y la empatía del pueblo con sus organismos reguladores, la falta de alguno de estos elementos predispone a la sociedad a desestabilizaciones que pueden provocar un estancamiento con considerables afectaciones sociales; partiendo de este constructo, las prácticas de quema de esquilmo en ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua representa una afectación que se ha prolongado por años y que a menudo no se destaca su importancia como un problema

criminoambiental debido a que la producción agrícola y la derrama económica en la región es más representativa para los interesados que los problemas de carácter ambiental, aun así las actuales manifestaciones de inconformidad derivadas de esta práctica dejan entrever una afectación no sólo de carácter ambiental y que exige una mayor consideración por parte de las dependencias encargadas, en este sentido las quejas por parte de la población de la región rebasan la indiferencia por casi 80 años: *“para que tenga una idea, esto pasa desde que yo era niño y ya tengo 50 años”* (EP-5), por lo que actualmente el descontento social incrementa: *“aquí no tenemos una estadística, pero podemos decir que un 70% de la población manifiesta su inconformidad a través de los medios de comunicación”* (ER-1), *“las manifestaciones de inconformidad sólo se realizan por este medio [radio] y en alguna ocasión con manifestaciones en la plaza municipal”* (ER-1); uno de los factores por los que este descontento social incrementa es por la afectación de la salud de los pobladores: *“todos los años es lo mismo, siempre trae uno los ojos rojos por el humo y a veces ni siquiera podemos estar a gusto en casa porque huele mucho a humo”* (EP-5), *“mis niños se enferman por el humo, uno de ellos tiene asma, imagínese como se me pone y pues en el centro de salud a veces no tienen los aerosoles y tengo que comprarle porque se le acaban”* (EP-5), en este sentido las dependencias públicas encargadas de atender la problemática, en parte por la presión social, están identificando que la quema de esquilmo representa un foco de atención social considerable: *“la dependencia [SAGARPA] reconoce el daño que ocasiona en la salud de la población, por lo que es necesario tomar la situación como un elemento fundamental de atención ciudadana”* (SRPA-3), *“el representante de Secretaría de Salud Pública argumentó en una mesa de debate, aquí en la radio, que la quema del esquilmo representaba un incremento en los casos que enfermedades en vías respiratorias y alergias”* (ER-1). La quema de esquilmo como factor criminoambiental representa una amenaza para seguridad de los pobladores de la región: *“cuando iba al municipio de Bachiniva casi me accidento en la carretera porque no veía por donde iba porque había mucho humo, iba pasando el campo 101”* (EP-5), aunado a las situaciones en que las condiciones climáticas agraven la situación: *“este periodo [2015-2016] se recorrió debido a las condiciones climáticas, lo cual, derivó en una inversión térmica que ocasionó un estancamiento del humo sobre la ciudad”* (DUYE-2) derivado de la falta de estudios climatológicos idóneos para realizar la quema.

CUESTIONES ECONÓMICAS DE LA QUEMA DE ESQUILMO

La economía representa uno de los principales eslabones de la cadena del desarrollo social en una comunidad, la quema de esquilmo es una de las afectaciones sociales que se encuentra determinada por la situación económica, todo representa gastos para los productores y para las autoridades. Quemar el esquilmo para los productores representa un ahorro económico considerable: *“nosotros pagamos mucho por hacer eso [levantar y procesar el esquilmo] mejor lo quemamos es muy rápido y no cuesta dinero sólo estarlo cuidando”* (EM-7) por lo que la única inversión es el tiempo, y aunque las responsabilidades están repartidas en la región los productores solicitan la participación de las dependencias en la lucha para erradicar la quema: *“de hecho la comunidad menonita si reconoce su responsabilidad por las quemas, pero argumentan que no existen iniciativas del gobierno que les auxilien a eliminar el esquilmo”* (ER-1), esta situación económica está rodeada de discrepancias entre si se debe exigir una indemnización por quemar el esquilmo: *“efectivamente sí se dieron pagos como multa, pero es recaudatorio nada más, no ofrece soluciones, pero Desarrollo Urbano y Ecología reconoce que no es la solución, a menos de que ese dinero sea utilizado para crear soluciones alternas para el problema”* (DUYE-2) y acerca de en qué se invierte ese dinero: *“el problema es que si se aplican multas que van de los 40 a los 40 000 días de salario mínimo, pero no existe un tabulador en la ley de ingresos para recabar el dinero de esas multas, es decir, si alguien tala un árbol de manera ilegal sí existe una tabulación por árbol cortado pero no para la quema de esquilmo”* (DUYE-2) o al menos no estipulada en algún código; por lo que las

indemnizaciones son pagadas puesto que aún sigue siendo más barato que procesar los residuos de la cosecha: *“mejor pago lo que me piden en la presidencia y ya, y así me sale más barato”* (EP-5), *“pues sí hay pero tenemos que rentar la maquinaria y pagar diesel y gastar mucho tiempo y pos así no conviene”* (EP-5).

FALTA DE ESTUDIOS CIENTIFICOS

Otro factor que interfiere en la regulación de la quema de esquilmo es la falta de estudios científicos que auxilien en la evaluación del problema y en consecuencia que ofrezcan métodos alternos a la quema: *“Hasta ahora no existe algún instrumento en la región que ayude a medir la contaminación derivada de la quema de esquilmo ni de la producida por los calentones a leña ni en las prendidas en las huertas por heladas tardías”* (SRPA-3), *“también hacen falta estudios de carácter científico que evalúen y midan la problemática ambiental del municipio”* (DUYE-2) en este sentido la quema de esquilmo sólo representa uno de muchos problemas de contaminación atmosférica por humo en la región: *“nosotros no consideramos que la quema de esquilmo sea la principal causa de contaminación por humo en la cuenca atmosférica de ciudad Cuauhtémoc, sino el uso de calentones a leña ya que se utilizan durante más tiempo (septiembre- marzo) que la quema de esquilmo (octubre-enero)”* (DUYE-2), como parte de la presión social y de intereses políticos y económicos se están haciendo avances en materia ambiental: *“este año gobierno del estado se involucra debido a la presión social a un programa de SEMARNAT-EPA (Environmental Protection Agency) llamado “Proaire” donde las ciudades de Juárez, Ojinaga, Chihuahua y Cuauhtémoc estarán sujetas a un convenio binacional de cuidado del aire”* (DUYE-2) debido al interés de Estados Unidos de América por garantizar la buena calidad del aire en las ciudades fronterizas del lado americano; esta situación requiere de una participación ciudadana en la que instituciones científicas y de enseñanza se involucren en la regulación y monitoreo de las actividades de contaminación y de afectación social: *“no existe una coordinación multidisciplinaria de los estudios, ya que a menudo existen discrepancias en resultados de unos y otros en estudios de otro tipo”* (DUYE-2); *“hasta el momento no contamos con un consejo técnico de protección ambiental en la zona de Cuauhtémoc, porque en el marco regulatorio de SEMARNAT cuando emite la NOM-015 le confiere la jurisdicción al municipio de la ejecución, regulación y vigilancia de los problemas ambientales que se presenten”* (SNAT-4).

LA NOM-015 Y LA RESPONSABILIDAD DE LAS DEPENDENCIAS

Las cuestiones de la responsabilidad no ofrecen soluciones al problema, ya que la quema de esquilmo como un actividad criminoambiental es multifactorial y es necesario analizarla como la unión de todos los factores que determinan dicha conducta, en este sentido no se puede ignorar el descontento social: *“este año fue el acabose de contaminación en la ciudad”* (ER-1) y la violación a los derechos de la población a un medio ambiente idóneo; la NOM-015 como se explicó anteriormente determina el uso de fuego en terrenos agrícolas y forestales: *“como te digo, el municipio ni gobierno del estado conceden permisos para la quema del esquilmo, porque los productores se amparan en la Norma Oficial 015 de SEMARNAT/SAGARPA así que ellos lo que hacen es avisarnos cuando quemaran”* (DUYE-2) en este sentido la capacidad de las dependencias se encuentra limitada puesto que están fundamentadas desde su función orgánica a la regulación, no a la sanción: *“en sí, no existe un instrumento legal que auxilie en la sanción de esta conducta”* (SRPA-3), *“efectivamente SEMARNAT emite actos de autoridad, donde se rige por criterios ecológicos y promoción de derechos, donde buscamos un equilibrio entre las ganancias económicas y los recursos naturales”* (SNAT-4) aunado al problema de la permisividad y poca regulación: *“la autoridad municipal daba permisos [en 2015] los martes, jueves y viernes, lo que establece evidentemente una contaminación irregular o con muy poca regulación”* (ER-1) y al poco interés por parte de las autoridades en atender las situaciones de carácter ambiental: *“sólo tres*

personas estamos a cargo de desarrollo urbano y ecología, esto demuestra la poca importancia que se le da a las cuestiones ambientales” (DUYE-2), estos factores dejan en desventaja la actuaciones de las dependencias en la regulación de la quema de esquilmo: “SAGARPA no tiene herramientas para sancionar la quema de esquilmo, además la Norma Oficial 015 sí permite el uso del fuego en terrenos agrícolas por lo que se está viendo la posibilidad de un proyecto de ley que permita modificar la Norma” (SRPA-3), en este sentido, el instrumento legal que regula y sanciona la que de esquilmo es, como ya se mencionó, el Código Penal del Estado en el título vigésimo sexto; es aquí donde se identifica otro factor que es fundamental en la perspectiva de la quema de esquilmo como un problema criminoambiental, el desconocimiento de la población en cuanto a las facultades concedidas por el estado en materia penal: “si se considera que existe una escasez de denuncias penales que arreglen el problema cuando este exceda las capacidades de respuesta de las dependencias” (SNAT-4), “yo tengo aquí trabajando en la fiscalía desde que existe y nunca nos ha tocado atender alguna denuncia de carácter penal que sea por la quema de esquilmo” (EF-6)

En este sentido la NTA-IEE-005-2007 del estado de Guanajuato que establece las especificaciones para la gestión integral de los residuos agrícolas (esquilmos) así como para la prevención y control de la contaminación generada por su manejo inadecuado, donde enfrenta la problemática de la quema de esquilmo definiéndose a este último como “residuos de manejo especial” con el objetivo de prevenir, reducir y mitigar los efectos adversos al ambiente y la salud de los habitantes mediante el manejo de prácticas inocuas y el manejo sustentable del esquilmo.

CONCLUSIÓN

Partiendo del análisis criminológico de la quema de esquilmo como un crimen ambiental se puede definir criminológicamente *como una conducta antisocial que menoscaba la integridad ecológica y el patrimonio colectivo de manera no controlada y en consecuencia, fuera de la ley*, se puede determinar los mecanismos de control empleados por las dependencias encargadas son de poca eficacia para enfrentar un problema arraigado en las costumbres, tradiciones y cultura de la región, aunado a esto, el estatus de vulnerabilidad social sobrepasa la indiferencia, tanto de la población como de los organismos reguladores, por lo que una redirección de las *políticas públicas* y las *políticas ambientales* vigentes es necesaria; esta redirección deberá de ir enfocada a la conciencia social, la resolución de conflictos y al dialogo interdisciplinario, así como a la sensibilización de las dependencias y los gobiernos hacia las necesidades colectivas y de la sociedad; con base a estudios científicos de carácter social, ambiental y económico que favorezcan en desarrollo social y económico de la región anteponiendo el manejo sustentable de los recursos naturales de la región de Cuauhtémoc. Sin desvalorar la importancia económica de la producción agrícola en la región, la presencia y persistencia de la quema de esquilmo se ha convertido un problema no solo de carácter ambiental, sino de afectación social que repercute en la salud poblacional. En este sentido la prolongación del problema durante tantos años es multifactorial, la mala regulación ambiental por parte de las dependencias, la falta de estudios científicos que evalúen el problema, y la escasa atención a la problemática y cuidado ambiental, y una de las más importantes: el desconocimiento por parte de la población sobre sus derechos y obligaciones fundamentado en la inexistencia de denuncias penales por la violación los artículos antes mencionados. Todo esto obliga mejorar las condiciones de vida y desarrollo sustentable de la agricultura en la región.

PROPUESTA

Desde la perspectiva criminoambiental es necesario atender a la prevención de la conducta de la quema de esquilmo en la elaboración de una *política criminológica* que anteponga la protección

ambiental procurando la atención de las necesidades de los grupos ya que las soluciones coercitivas y punitivas no enfrentan el problema desde su origen ni reparan el daño por lo que se propone:

1. La formación de un “Comité Ciudadano en Materia Ambiental” (*de participación ciudadana*) en el municipio de Cuauhtémoc el cual, proponga y ejecute soluciones a las problemáticas que se presenten en el municipio y las regiones cercanas que enfrenten el problema de contaminación, del que sean parte todas las dependencias encargadas de la regulación y sanción de problemas ambientales, así como de la participación de instituciones educativas y centros de investigación que evalúen y propongan proyectos sustentables para la resolución del problema, así mismo que de seguimiento a las sanciones aplicadas en los casos de violación a las leyes y normas vigentes, contando con asesoría jurídica en materia ambiental.
2. La capacitación constante a la población en materia ambiental y política ambiental, fomentando la educación ambiental y el conocimiento social de los derechos que confiere el Estado a sus habitantes, en primera instancia para prevenir, así como para responder penalmente a las violaciones a la ley.
3. La revisión quinquenal de la NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 derive en una adaptación y regulación de acuerdo a las perspectivas ambientales en materia agrícola y del manejo sustentable de los residuos, con orientación a la prohibición del uso del fuego en terrenos de producción agrícola.

REFERENCIAS

1. Salcedo, M. (23 de agosto del 2014). “Evitan quemar 7 mil hectáreas de esquileo de maíz en Cuauhtémoc”. El Diario. Recuperado en: http://diario.mx/Estado/2014-08-23_a78af3c3/evitan-incinerar-7-mil-hectareas-de-esquileo-de-maiz-en-cuauhtemoc/
2. Pinatel (1970). Criminologie, 2a. Edición, Dalloz, París, 660 pp
3. Manzanera (1981). Criminología, 2a. Edición, Ed. Porrúa, México, 510 pp
4. Marchiori, H. (2014). “Criminología, Teorías y Pensamientos” México, ed. Porrúa.
5. Carrabine, E., Cox, P., Lee, M., Plummer, K., South, N. (2009) “Criminology a Sociological Introduction”. Second edition, New York: Routhledge.
6. Quiroz, A. (1979). *El Costo Social del Delito en México*, México.
7. Código Penal del Estado de Chihuahua (Consultado 2 febrero 2016) Recuperado de: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/aspectosmetodologicos/clasificadoresycatalogos/doc/codigos/cp08.pdf>.
8. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, Artículo Cuarto (Consultado 2 febrero 2016), Recuperado en: http://www.dof.gob.mx/constitucion/marzo_2020_constitucion.pdf.
9. El Universal (14 de abril del 2016). “SEMARNAT y CNS alistan Gendarmería Ambiental”, recuperado de: <http://www.eluniversal.com.mx/articulo/nacion/sociedad/2016/04/14/semarnat-y-cns-alistan-gendarmeria-ambiental>.
10. INEGI (2007). “Panorama Agropecuario en Chihuahua: Censo Agropecuario 2007”, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
11. Ley de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental del Estado de Chihuahua (Consultado 2 febrero 2016). Recuperado de: <http://www.chihuahua.gob.mx/atach2/sfs/salud/uploads/File/NORMATIVIDAD/Ley%20de%20Equilibrio%20Ecologico%20y%20Proteccion%20al%20Ambiente%20del%20Estado%20de%20Chihuahua.pdf>.
12. Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental (Consultado 2 febrero 2016). Recuperado de: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/compil280188.html>.
13. Norma Técnica Ambiental NTA-IEE-005-2007 del Estado de Guanajuato (Consultado 2 febrero 2016), Recuperado de: <http://www.paotgo.gob.mx/pdfs/NTA-IEE-005-2007.pdf>.
14. Peñaloza, P. (2012). “Prevención Social del Delito”, México, ed. Porrúa.
15. Reglamento de Ecología de Ciudad Cuauhtémoc (Consultado 2 febrero 2016). Recuperado de: http://municipiocuauhtemoc.gob.mx/transparencia_old/marcojuridico/Reglamentos/reglamentosvigentes2014/REGLAMENTO%20DE%20ECOLOGIA%20Y%20PROTECCION%20AL%20AMBIENTE%20DEL%20MUNICIPIO%20DE%20CUAUHTEMOC.pdf.

Capítulo II. Nivel de Alfabetización Ambiental en Alumnos Egresados en Mayo del 2015 de Ingeniero Civil del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON)

Bustillos Nieblas C. A.*, Figueroa Cervantes A. E., Cervantes Beltrán A., Montaña Salas, F. E. y Beltrán Ramírez J. D.
*arely_bustillos@hotmail.com

RESUMEN

En nuestros días, la Humanidad se encuentra en una compleja crisis ambiental, con múltiples manifestaciones de deterioro y agotamiento, producto de una interacción del hombre con su medio que lo lleva a explotar ilimitadamente su entorno natural, sin tomar en cuenta que él también depende de los complejos procesos naturales para sobrevivir. En lo que respecta a la Ingeniería Civil en el ámbito laboral tiende a contemplar el medio ambiente como una fuente inagotable de recursos, pero tiene una gran incidencia hacia el medio ambiente, es por ello que muchas veces lo ve como un obstáculo en el ámbito laboral, es decir, que algunas veces el Ingeniero lo cataloga como un campo ajeno a los trabajos y ocupaciones tradicionales que realiza, sin tomar en cuenta que también depende de los procesos naturales para sobrevivir. Por ello este trabajo tiene como objetivo determinar el nivel de alfabetización ambiental en los alumnos egresados de Ingeniería civil en Mayo de 2015 del ITSON. Se utilizó una encuesta diseñada en el Centro de Educación Ambiental de Wisconsin (WCEE), E.U.A, que mide actitudes, comportamientos y conocimientos ambientales, ésta se aplicó a 50 alumnos del último semestre de la carrera de ingeniería civil, los datos de las encuestas fueron capturados en el programa Excel y procesados en el programa SPSS V.17 (*Statistical Package for the Social Sciences*). Una vez realizado el análisis de datos, se logró determinar el nivel de alfabetización ambiental alcanzado por el total de estudiantes encuestados, el cual fue de 111.64 (62.02%), con una desviación estándar de 21.242, encontrándose en un nivel "D" (inaceptable). Respecto al análisis de la variable genero se obtuvo que los hombres obtuvieron un nivel de alfabetización ambiental más alto que en las mujeres, con una puntuación de 112.42 (62.45%) con un nivel "D" (inaceptable), mientras que las mujeres obtuvieron 106.87 (59.37%), con un nivel "E" (bajo).

ABSTRACT

Nowadays, humanity is in a complex environmental crisis, with many manifestations of damage and exhaustion, result of an interaction between human beings and their natural environment that leads them to exploit it limitlessly, without taking into account that they also depend on complex natural processes to survive. With concern to Civil Engineering in the workplace it tends to see the environment as an inexhaustible source of resources, but has a great impact to the environment, which is why we often see it as an obstacle in the workplace, meaning sometimes the Engineer classify it as an external field work and traditional performing occupations, without taking into account that it also depends on natural processes to survive. Therefore, this study aims to determine the level of environmental literacy in civil engineering graduate students of May 2015 from ITSON. A survey designed at the Wisconsin Center of Environmental Education (WCEE), USA, which measures attitudes, behaviors and environmental knowledge, was applied to 50 students from the last semester of civil engineering, survey data were captured in the Excel program and processed in SPSS V.17 (*Statistical Package for Social Sciences*) program. Once performed the data analysis, it was determined the level of environmental literacy achieved by total students surveyed, which was 111.64 (62.02%), with a standard deviation of 21,242, being in a "D" level (unacceptable). Regarding the analysis of the gender variable was found that men achieved a higher level of

environmental literacy than women, with a score of 112.42 (62.45%) with a "D" (unacceptable) level, while women gained 106.87 (59.37%), with a level "E" (low).

INTRODUCCIÓN

La alfabetización, según (1), se entiende como la posibilidad de aprender a pensar; es un proceso de concientización, entendido como liberación de la conciencia para que el analfabeto se asuma como sujeto de su historia. Este proceso de liberación de la conciencia implica poder posicionarse más adecuadamente en su momento y en su realidad social, con el mundo.

El interés por la protección del medio ambiente está centrado en el bienestar del hombre, el cual es el agente causante fundamental de la continua degradación del medio y, al mismo tiempo, la víctima principal, para la adopción de una actitud consciente ante el medio que nos rodea, y del cual formamos parte indisoluble, depende en gran medida de la enseñanza y la educación de la niñez y la juventud. Por esta razón, corresponde a la pedagogía y a la escuela desempeñar un papel fundamental en este proceso.

El medio ambiente para el ingeniero civil es una fuente inagotable de recursos al servicio de sus intereses y además un depósito de desechos. Cualquier proyecto implica, inevitablemente algún impacto ambiental sobre el ecosistema, lo cual no tiene porqué ser necesariamente negativo ya que todos los ecosistemas experimentan cambios con independencia de la acción humana. La infraestructura proyectada debe llegar a mantener vínculos positivos de compatibilidad con el ecosistema de modo que lo preserve, le de valor añadido como recurso, retrase el deterioro ambiental modificando la tendencia de cambio o, incluso, restaure el sistema original alterando las condiciones existentes (2).

La Ingeniería Civil, en su actuación profesional, es un impulsor de las transformaciones económicas, sociales y ambientales de nuestra época, según (3), los Ingenieros Civiles se hallan con frecuencia en el centro del conflicto del desarrollo y el medio ambiente, por un lado, los ingenieros, con sus obras, alteran el medio ambiente, por otro lado, algunos aspectos de la mejora de la calidad ambiental son, normalmente, un problema práctico que han de resolver los ingenieros y en general, las mejoras sociales y económicas van ligadas a la dotación de infraestructuras. La aplicación de la ingeniería civil va de la mano con el progreso y desarrollo de los pueblos, por esa razón es evidente su corresponsabilidad en la alteración ambiental. Asumir una ética ambiental implica velar por que las obras que se proyecten y se construyan no comprometan la sostenibilidad del medio ambiente y su biodiversidad, que estén integralmente optimizadas y que cuenten con análisis responsables respecto a los impactos directos e indirectos que se puedan generar y a los manejos ambientales requeridos (4).

El perfil de egreso de la carrera de Ingeniero Civil ITSON plan 2009, posee una sólida formación integral, científica, técnica y profesional basada en competencias, altamente capacitado para proyectar, administrar, ejecutar y mantener obras civiles que se construyan a nivel regional y nacional, utilizando las herramientas y métodos que se apoyen en la tecnología y se enfoquen en eficientar los recursos humanos, materiales y financieros, con visión al desarrollo tecnológico, tomando como marco la calidad y la globalización para el desarrollo sustentable de la sociedad (5).

Por tal motivo, surgió la inquietud de conocer el nivel de conocimiento, actitudes y conductas ambientales de los alumnos egresados dentro de ITSON enfocados hacia los de Ingeniería Civil del

ciclo Enero – Mayo del 2015 de implementar este estudio que consta de la realización de un conjunto de preguntas normalizadas (encuesta) para determinar el Nivel de Alfabetización Ambiental para que primeramente saber si cuentan con algunas bases en lo que respecta al medio ambiente además poder dar respuesta a las preguntas planteadas ¿Cuál será el nivel de alfabetización ambiental de los alumnos IC del ciclo enero-mayo de 2015? Así mismo surgen preguntas secundarias como ¿el nivel de alfabetización será igual o diferente entre mujeres y hombres IC?

MATERIALES Y MÉTODO

La investigación utiliza el método Cuantitativo para diagnosticar cual es el nivel de alfabetización ambiental que poseen los alumnos de la carrera de Ingeniería Civil del Instituto Tecnológico de Sonora, campus obregón unidad nainari durante el semestre Enero-Mayo del año 2015, en donde participaron 50 estudiantes del grupo de seminario de titulación de la carrera en Ingeniería Civil, lo cual representa el 100% de la población total de estudiantes egresados de la carrera. Utilizando secundariamente la recolección de datos fundamentada en la medición, posteriormente se lleva a cabo el análisis de los datos que se extrajeron a partir de la población seleccionada, el proceso se llevó a cabo mediante un conjunto de preguntas (Encuesta). En la realización de la investigación se utilizó como instrumento una encuesta diseñada en el Centro Educativo Ambiental en Wisconsin (WCEE) de Estados Unidos de América (EUA), la cual fue traducida al español y se sometió a validación por personas conocedoras y con experiencia en el tema. La encuesta se compone por un apartado que permite recolectar los datos generales del encuestado y por tres secciones (A, B y C) referentes a actitudes ambientales, comportamientos ambientales y conocimientos ecológicos básicos. En cada sección (A, B y C) se describen 15 preguntas.

Para resolver los enunciados de la sección A de actitud ambiental, se emplea la escala de Likert: 1) Fuertemente de acuerdo, 2) De acuerdo, 3) Sin opinión, 4) Desacuerdo y 5) Fuertemente en desacuerdo. La sección B de comportamiento ambiental, también se utilizó la escala de Likert con las siguientes opciones: 1) Siempre, 2) Casi siempre, 3) Algunas veces, 4) Casi nunca y 5) Nunca. La sección C, de conocimientos, fue de opción múltiple con 4 posibles respuestas.

En las secciones de actitudes y comportamientos ambientales menos deseados son asignados con un cero, y a la respuesta deseada se le asignó un cuatro, por lo cual cuanto más alto puntaje alcance el encuestado, mayor nivel de alfabetización ambiental obtendrá. El puntaje mínimo por sección que puede obtener cada participante es cero y el más alto es 60. Para el puntaje de la sección de conocimientos, se utiliza el mismo criterio, a las respuestas correctas se les asigna un cuatro y a las incorrectas un cero. La escala de calificación para determinar el nivel de alfabetización fue la que utilizó la Universidad de Florida en un estudio similar, la cual es la siguiente: de 90 a 100 es excelente, de 80 a 89, es muy aceptable, de 70 a 79 es aceptable, de 60 a 69 es inaceptable y menos a 60 corresponde a un nivel bajo.

Las encuestas se aplicaron en el Campus Nainari del ITSON. Una vez aplicadas se procedió a la captura de datos con la ayuda del programa Microsoft Office Excel, en donde se capturó el sexo del encuestado, así como las respuestas que cada participante escogió, posteriormente, a cada respuesta, se le dio el valor correspondiente de cero o cuatro, para finalmente obtener el reporte de los resultados obtenidos, para lo cual, se realizó el análisis estadístico con el programa SPSS versión 17.0. De esta forma se agrupo, analizo e interpreto dicha información.

Las variables de estudio seleccionadas son las siguientes:

- Nivel de alfabetización ambiental

Como variable secundaria se seleccionó:

- Género

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se muestran a continuación también pueden analizarse en la tabla 1 en donde se observan los niveles que tienen los alumnos analizando actitud, comportamiento y conocimiento así como también su nivel de alfabetización ambiental. En la sección A (Actitud) la media obtenida fue de 44.36 (73.93%) y una desviación estándar de 10.155 (ver figura 1). la escala de clasificación para determinar el nivel de alfabetización es la siguiente: A (90-100%) es excelente; B (80-89%) es muy aceptable; C (70-79%) es aceptable; D (60-69%) es inaceptable y E (inferior al 60%) corresponde a un nivel bajo. Por lo tanto se determinó que los resultados obtenidos por los estudiantes del Instituto Tecnológico de Sonora Unidad Nainari en la sección de actitud corresponden al nivel "C" el cual indica un nivel de alfabetización dentro de lo aceptable.

En la sección B (Comportamiento), se obtuvo una media de 36.72 (61.2%) y una desviación estándar de 14.152 (ver figura 2). Por lo tanto conforme a los resultados obtenidos por los estudiantes, se encuentran en el nivel "D" de la escala de clasificación, corresponde a un nivel inaceptable.

En la última sección C (Conocimiento), se obtuvo una media de 30.56 (50.93%) y una desviación estándar de 9.823 (ver figura 3). Por lo tanto conforme a los resultados obtenidos, corresponde a un nivel "E", indicando un nivel bajo.

El nivel de alfabetización ambiental (Actitud, Conocimiento y Comportamiento) que dio como resultado conforme a los estudiantes encuestados fue una media de 111.64 (62.02%), con una desviación estándar de 21.242 (ver figura 4), se le ubica en un nivel "D", el cual corresponde a un nivel inaceptable.

Se llevó a cabo un análisis por género del cual él 86% (43 alumnos) pertenece al género Masculino y el 14% (7 alumnos) al género femenino. A continuación se realiza la comparación por cada uno de los componentes de estudio de alfabetización ambiental por género la cual también puede analizarse en la tabla 2.

En la sección de actitud realizada al género masculino, se obtuvo una media de 45.35 (75.58%) con una desviación estándar de 9.058, por lo tanto se encuentra en el nivel "C" dentro de lo aceptable (ver figura 5). En lo que respecta al género femenino, se obtuvo una media de 38.29 (63.81%) y una desviación estándar de 14.762 con una clasificación del nivel "D" que corresponde a un resultado inaceptable (ver figura 6).

Analizando la sección de comportamiento en el género masculino se obtuvo una puntuación media de 36.47 (60.78%) con una desviación estándar de 14.637, por lo tanto se encuentra en un nivel "D" correspondiendo a un nivel inaceptable (ver figura 7). Por otro lado en el género femenino se obtuvo como resultado una media de 38.29 (63.81%) con una desviación estándar de 11.514 que corresponde a un nivel inaceptable "D" (ver figura 8).

En lo que respecta a la sección de conocimiento en el género masculino se obtuvo una media de 30.6 (51%) con una desviación estándar de 9.832, por lo tanto se ubica en el nivel "E" corresponde

a un nivel bajo (ver figura 9). Por otro lado en el género femenino se obtuvo una media de 30.29 (50.48%) con una desviación estándar de 10.547, corresponde a un nivel bajo “E” (ver figura 10).

Analizando el estudio de alfabetización existe una diferencia del 3.08% por género. El resultado con más puntuación fue el del género masculino con una alfabetización ambiental de 112.42 (62.456%) y una desviación estándar del 21.583, que corresponde a un nivel inaceptable “D” (ver figura 11), mientras que en el género femenino se obtuvo una alfabetización ambiental de 106.87 (59.37%) con una desviación de 19.828, por lo tanto pertenece a un nivel bajo “E” (ver figura 12).

Es evidente que la alfabetización ambiental es mucho más que simples conocimientos sobre el medio ambiente, sino que también incluye las actitudes y comportamientos que apoyan sostenibilidad del medio ambiente. Alfabetización ambiental es la base para la acción, la protección de nuestros recursos, el futuro de nuestra especie y el futuro de las otras especies con los que compartimos la tierra, por tanto se necesita, adquirir urgentemente un conocimiento (alfabetización ambiental), una actitud y un comportamiento “ecológico” que permita desarrollarnos sin crecer más allá de nuestros límites y desarrollar una nueva cultura intelectual, de consumo y tecnológica.

Realizando un análisis comparativo de resultados anteriores a nuestra investigación de la carrera ICA de ITSON a alumnos de octavo semestre que de acuerdo con el estudio realizado por Montaña y Cervantes (2011), se obtuvo un resultado en la sección actitud de 44.44 (70.06%) que corresponde a un nivel “C” aceptable. En la sección de conducta, se obtuvo un nivel “D” bajo, con una puntuación de 63.70%. Por otra parte este estudio en la sección de conocimiento obtuvo una puntuación de 61.46% con un nivel “D” inaceptable de igual manera obteniendo un nivel inaceptable “C” en la sección alfabetización ambiental con 66.41%.

Por otro lado Navarro (2012), realizó un análisis de Alfabetización ambiental con alumnos de 8vo. Semestre de ingeniería civil del Instituto Tecnológico de Sonora en el 2012 obteniendo en la sección de actitud un 31.79 (52.98%), lo cual se encuentra en el nivel “E” indicando un nivel bajo, un nivel inaceptable en Comportamiento con una puntuación de 26.74 (44.56%), conocimiento con una puntuación de 41.68 (69.46%). Con respecto a alfabetización ambiental da como resultado una media 100.21 (55.67%).

Quintero, S. (2013) realizó un estudio de Nivel de alfabetización ambiental en estudiantes de la Universidad de Sonora, Campus Cajeme. Obregon. Obteniendo como resultados en actitud y comportamiento 47.73 (79.55%) que corresponde a un nivel “C” aceptable con una puntuación de 31.85 (53.08%) con un nivel “E” bajo, respectivamente en el componente Conocimiento obtuvo un resultado de 33.55 (52.92%) clasificándose dentro de un nivel “E” bajo, y por último en Alfabetización Ambiental una media de 113.13 (62.85%) encontrándose en un nivel “D” inaceptable.

En comparación con el estudio realizado por a los alumnos de Ingeniería ambiental de ITSON, se puede concluir que el porcentaje fue mayor en excepción de la componente actitud, mostrándose una puntuación más baja con un nivel “C” y una diferencia de 3.87% con respecto a los IC de último semestre del 2015.

Haciendo un breve análisis con el estudio realizado en el año 2012 por navarro a los alumnos de la carrera de ingeniería civil de ITSON de 8vo. Semestre, Y los alumnos de último semestre del año 2015, tienen un mayor nivel de alfabetización que los de 8vo. de 2012, con esto podemos concluir que el porcentaje en cada uno de los componentes fue mayor con excepción del componente conocimiento, mostrándose una puntuación más baja con un nivel “E” y una diferencia del 18.53%

entre cada uno. Pero con respecto a los demás componentes han ido mejorando notablemente con el paso del tiempo.

Todos los datos anteriores de diferentes estudios de nivel de alfabetización también se pueden consultar y analizar en la tabla 3.

CONCLUSIÓN

Mediante el estudio se logró determinar el nivel de alfabetización ambiental de los estudiantes egresados de la carrera de Ingeniería Civil del ciclo Enero-Mayo 2015 del Instituto Tecnológico de Sonora, Campus Nainari. El cual visto conjuntamente como los componentes ambientales (Actitud, Comportamiento y conocimiento), se obtuvo una media de 111.64 (62.02%) y desviación estándar de 21.242, por lo cual se clasificó en un nivel “D” inaceptable. El nivel de los componentes ambientales fue diferente, en la sección actitud se obtuvo un nivel “C” aceptable, por otra parte con respecto al comportamiento su clasificación fue un nivel “D” inaceptable, y para finalizar conforme al conocimiento se ubicó en un nivel “E” bajo. En el análisis por la variable género, los resultados muestran que el género masculino obtuvo la puntuación más alta con una media de 112.42 (62.45%) y un nivel “D” inaceptable, por otra parte con una diferencia del 3.08% el género femenino se ubicó en un nivel “E” bajo, con una puntuación media de 106.87 (59.37%).

Estos niveles bajos pueden ser debido a la poca formación de los estudiantes conforme al ambiente, se deben de implementar mejoras académicas para así enriquecer la cultura ecológica. México se encuentra en una emergencia ambiental, por lo cual tiene como principal responsabilidad la promoción de un enfoque ambientalista mediante la difusión de prácticas y hábitos saludables.

REFERENCIAS

1. González (2007). La alfabetización ambiental. Obtenido de: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/gacetas/gaceta40/964038.html>
2. Pellicer, E. & Serón, J. (2002). El proyecto de ingeniería civil. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Volumen II (págs. 1379-1390). Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos y Comisión de Medio Ambiente.
3. Arce y Palomino (2015). El medio ambiente y la sostenibilidad en las escuelas de ingeniería civil. Disponible en: http://www.ciccp.es/biblio_digital/Icitema_III/congreso/pdf/040405.pdf
4. Mariño, J. (2007). Reflexiones sobre el papel de la Ingeniería Civil en la evolución del medio ambiente en Colombia. Revista de ingeniería, 65-73.
5. ITSON (2 de Noviembre de 2015). Instituto Tecnológico de Sonora. Obtenido de: <http://www.itson.mx/oferta/ic/Paginas/ic.aspx>
6. Montaña, F. & Cervantes, A. (2011). Informe del estudio de nivel de alfabetización ambiental en estudiantes de ingeniería en ciencias ambientales del instituto tecnológico de Sonora, ITSON. Obregón.
7. Quintero, S. (2013). *Nivel de alfabetización ambiental en estudiantes de la Universidad de Sonora, Campus Cajeme*. Obregon.
8. Navarro, J. (2012). Alfabetización ambiental de 8vo. semestre de ingeniería civil del Instituto Tecnológico de Sonora. Obregón.

TABLAS

Tabla 1. Análisis de Resultados del estudio Enero-Mayo 2015.

	ACTITUD	COMPORTAMIENTO	CONOCIMIENTO	NIVEL DE ALFABETIZACIÓN
MEDIA	44.36 73.93%	36.72 61.2%	30.56 50.93%	111.64 62.02%
CLASIFICACIÓN	C	D	E	D

Tabla 2. Comparación de resultados de Alfabetización Ambiental por Género.

		MASCULINO	FEMENINO
ACTITUD	Media	45.35	38.29
	puntuación	75.58%	63.81%
	Clasificación	C	D
COMPORTAMIENTO	Media	36.47	38.29
	puntuación	60.78%	63.81%
	Clasificación	D	D
CONOCIMIENTO	Media	30.6	30.29
	puntuación	51%	50.48%
	Clasificación	E	E
ALFABETIZACIÓN AMBIENTAL	Media	112.42	106.87
	puntuación	62.45%	59.37%
	Clasificación	D	E

Tabla 3. Comparación de resultados de Alfabetización Ambiental

		Alumnos ICA	Alumnos IC 2015	Alumnos IC 2012	Alumnos, UNISON campus Cajeme. Obregón.
ACTITUD	Media	44.44	44.36	31.79	47.73
	puntuación	70.06%	73.93%	(52.98%)	(79.55%)
	Clasificación	C	C	E	C
COMPORTAMIENTO	Media	38.22	36.72	26.74	31.85
	puntuación	63.70 %	61.2%	(44.56%)	(53.08%)
	Clasificación	D	D	E	E
CONOCIMIENTO	Media	---	30.56	41.68	33.55
	puntuación	61.46%	50.93%	(69.46%)	(52.92%)
	Clasificación	D	E	D	E
ALFABETIZACIÓN AMBIENTAL	Media	---	111.64	100.21	113.13
	puntuación	66.41%	62.02%	(55.67%)	(62.85%)
	Clasificación	D	D	E	D

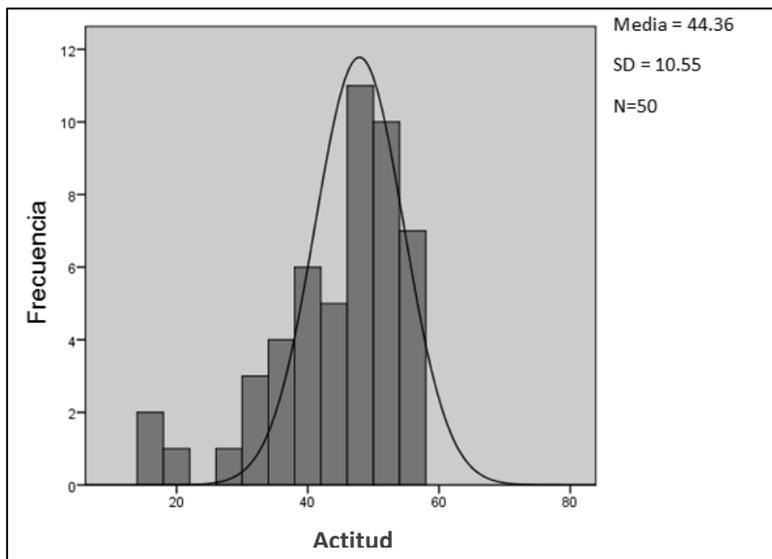


Figura 1. Resultados de la Sección Actitud.

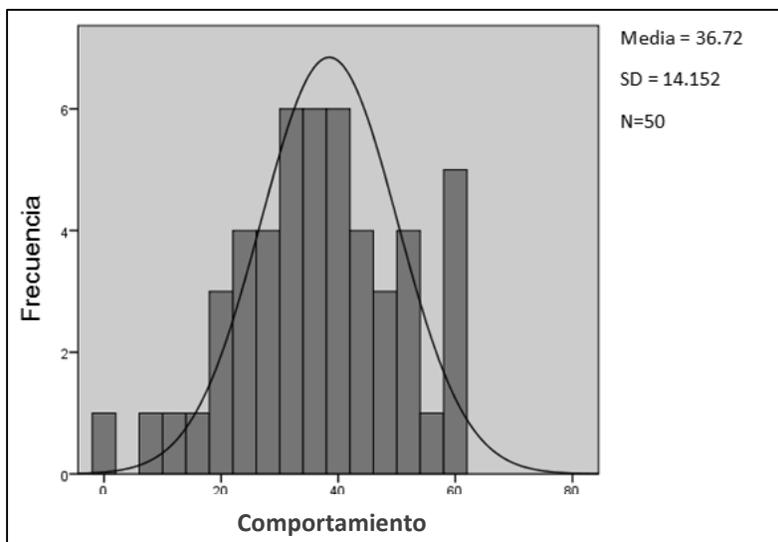


Figura 2. Resultados de la Sección Comportamiento.

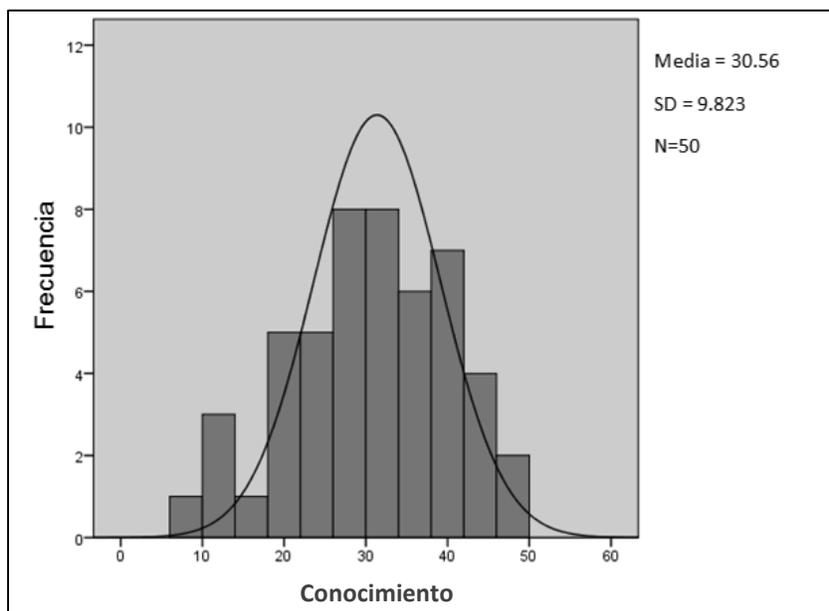


Figura 3. Resultados de la Sección Conocimiento.

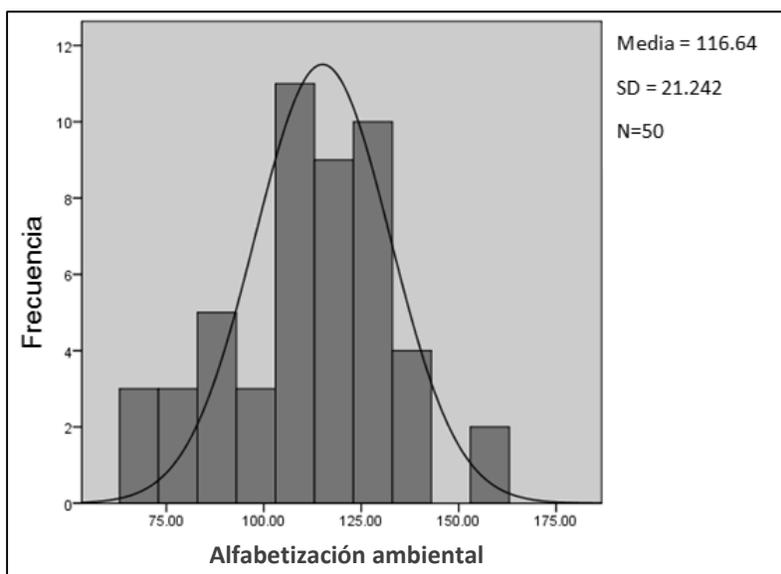


Figura 4. Resultados de la Sección de Alfabetización Ambiental.

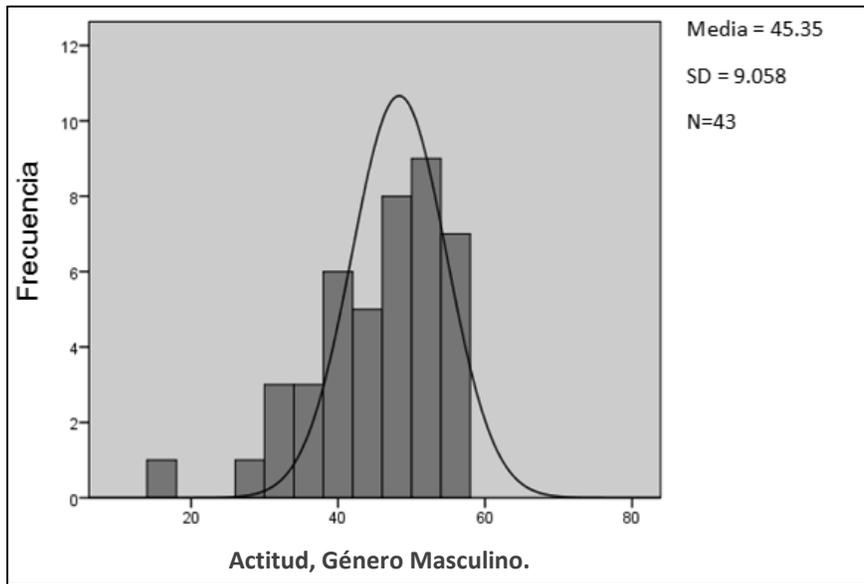


Figura 5. Resultados Actitud Por Género Masculino.

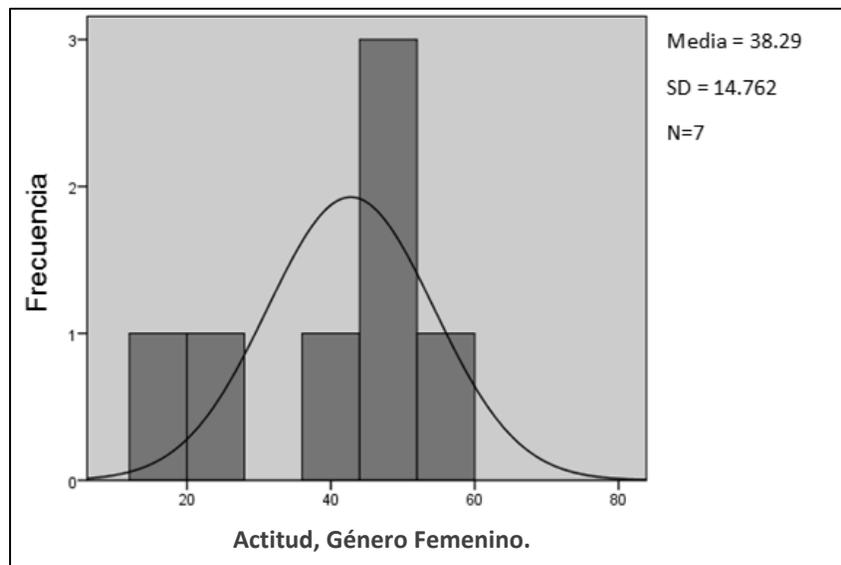


Figura 6. Resultados Actitud Por Género Femenino.

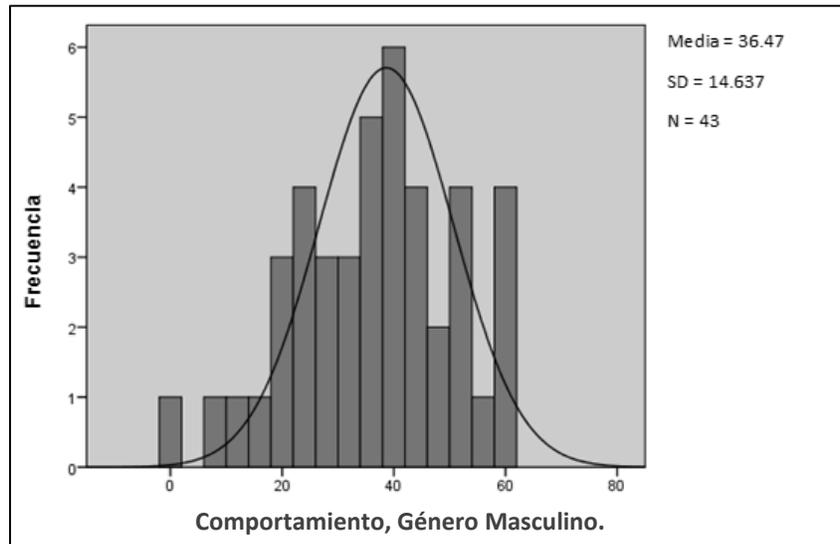


Figura 7. Resultados Comportamiento Por Género Masculino.

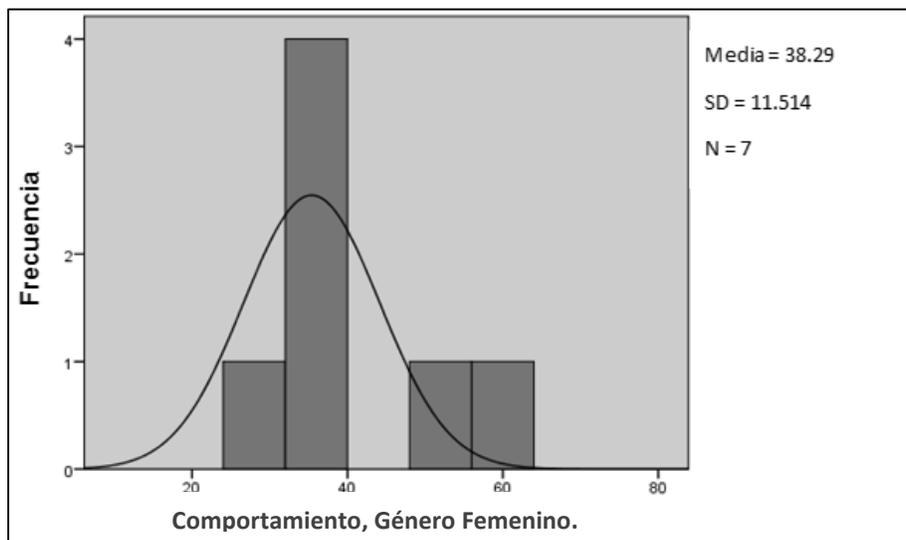


Figura 8. Resultados Comportamiento Por Género Femenino.

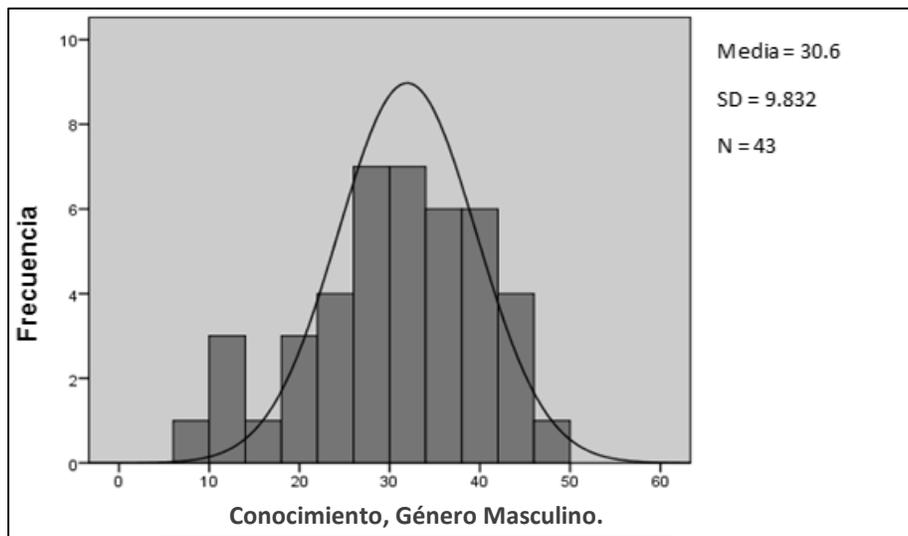


Figura 1. Resultados Conocimiento Por Género Masculino.

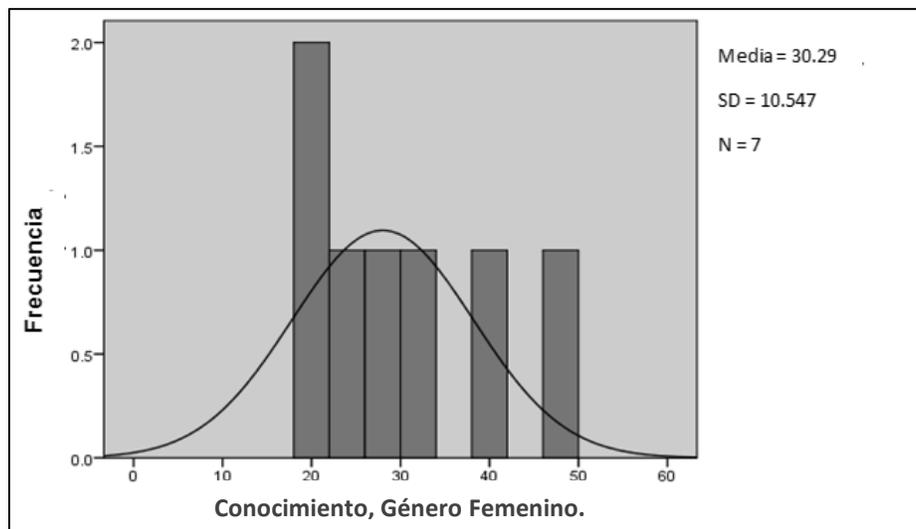


Figura 10. Resultados Conocimiento Por Género Femenino.

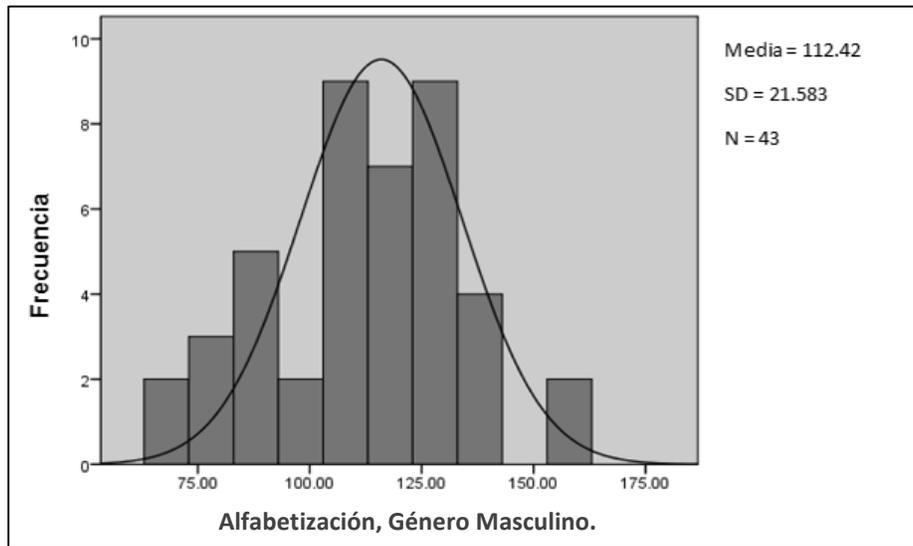


Figura 11. Resultados Alfabetización Por Género Masculino.

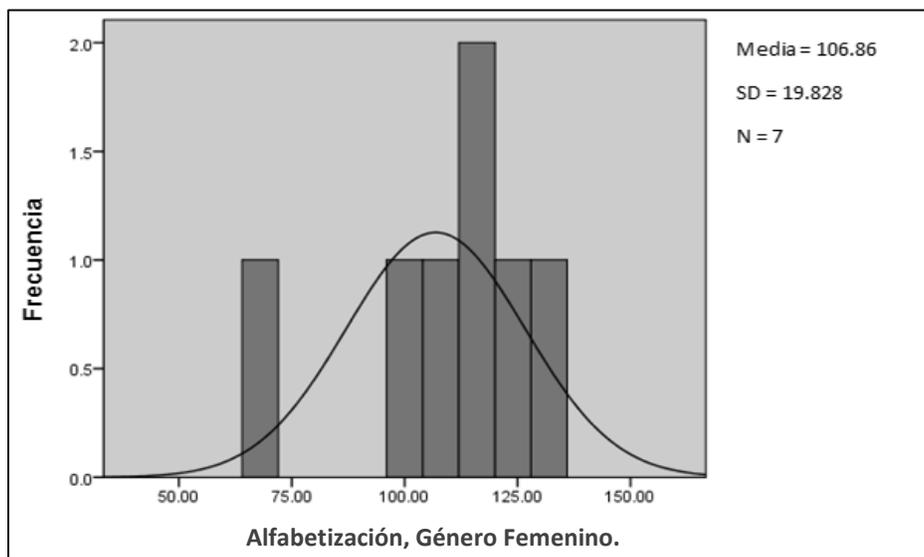


Figura 12. Resultados Alfabetización Por Género Femenino.

Capítulo III. Evaluación de la calidad del agua en relación con la concentración nutricional en la Laguna de Coyuca de Benítez

Arcos Ramos R.*, Méndez Ramírez E., Herrera Pérez V. y Guerrero Pérez M. L.

*biolar@terra.com.mx

RESUMEN

La Laguna de Coyuca de Benítez se localiza a 32 kilómetros al Noroeste del puerto de Acapulco, se extiende paralelamente al litoral de pacífico, separado del mar por una barrera de arena conocida como barra de Coyuca. En este trabajo se presenta la evaluación, del comportamiento de los parámetros físicos, químicos y nutrimentales del sistema, para lo cual, se consideraron 7 puntos de muestreo a lo largo de la laguna, a dos diferentes niveles de profundidad (superficie y fondo), se llevaron a cabo muestreos mensuales, para las determinaciones químicas se utilizaron multiparámetros marca Hanna modelos HI 9829 y HI 83200. Para el análisis de datos, se realizaron pruebas estadísticas univariadas, (ANDEVA), utilizando el paquete estadístico Stat Graphic Centurión XVI.2. Los resultados arrojaron el siguiente comportamiento. Se pudo establecer que la profundidad del sistema es variable según la zona, con valor promedio de 3.12 m (no mostrando diferencias significativas a lo largo del muestreo); se establecieron los siguientes valores promedio para: Temperatura (Temp) de 28.21 ± 1.23 , °C, gradiente considerado como normal para este tipo de sistemas subtropicales; Oxígeno Disuelto (DO) con 5.53 ± 2.11 mgL⁻¹ el cual se considera adecuado para la vida en la laguna, los parámetros anteriormente citados disminuyen sucesivamente con la profundidad; El potencial eléctrico (pE), presentó valores de 8.73 ± 0.52 , este potencial eléctrico me establece que el sistema de amortiguamiento es dominado por los Bicarbonatos ; Sólidos Totales Disueltos (TDS) 1233.93 ± 535.93 ppm con un comportamiento heterogéneo entre los sitios de monitoreo mismo que mantuvo una relación estrecha con la transparencia la cual presentó una disminución conforme incrementaban los TDS la cual mantuvo un valor promedio de 49.47 ± 34.65 cm; la demanda bioquímica de oxígeno (BOD₅) presentó un valor promedio de 169.36 ± 70.25 mgL⁻¹, y la Demanda Química de Oxígeno (COD) fue de 94.41 ± 17.19 mgL⁻¹(tabla 1) estos resultados indican elevada concentración orgánica fácilmente biodegradable, sin embargo también indican, una elevada contaminación, de elementos orgánicos. Los compuestos como: Nitrato (NO₃), Nitrógeno Amoniacal Ionizado (NH₄⁺), Fosfato (PO₄) y Sulfatos (SO₄) presentaron valores promedio de 3.9067 ± 3.7771 ; 0.6086 ± 0.4532 ; 5.3052 ± 3.6925 y 63.881 ± 19.1632 respectivamente. Con estos resultados podemos concluir que: Las características metabólicas del sistema, establecen un comportamiento Mesotrófico, pero con una tendencia muy clara en algunos puntos de la Laguna a un aumento nutricional, y un aumento también en algunos puntos de la carga orgánica, lo cual permite establecer que hay una influencia antropogénica muy puntual, como los sitios de descarga de los ríos, y los sitios de embarcadero.

ABSTRACT

The Coyuca Benitez lagoon is located 32 kilometers northwest of the port of Acapulco, it extends parallel to the Pacific coast, separated from the sea by a sand barrier known as Coyuca bar. In this paper the evaluation, the behavior of physical, chemical and nutritional parameters of the system is presented for which 7 sampling points were considered along the lagoon, two different depths (surface and bottom) they were carried out monthly samplings for chemical determinations multiparameter models brand Hanna HI 9829 and HI 83200. For data analysis were used, tests were performed univariate statistics (ANOVA) statistical package Stat using Graphic Centurion XVI.2. The results showed the following behavior. It was established that the depth of the system is variable depending on the area, with an average value of 3.12 m (showing no significant differences

over sampling); The following average values were established for: temperature (temp) 28.21 ± 1.23 of, ° C, gradient considered normal for this type of sub-systems; Dissolved oxygen (DO) with 5.53 ± 2.11 mg L⁻¹ which is considered suitable for life in the lagoon, the above parameters successively decrease with depth; The electric potential (pE), present values of 8.73 ± 0.52 , this electrical potential sets me that the damping system is dominated by bicarbonates; Total Dissolved Solids (TDS) 1233.93 ± 535.93 ppm with a heterogeneous behavior between same monitoring sites maintained a close relationship with transparency which showed a decrease as the TDS incrementaban which had an average value of 49.47 ± 34.65 cm; biochemical oxygen demand (BOD5) presented an average value of 169.36 ± 70.25 mg L⁻¹, and Chemical Oxygen Demand (COD) was 94.41 ± 17.19 mg L⁻¹, these results indicate high readily biodegradable organic concentration, however also indicate, high pollution, organic elements. The compounds such as nitrate (NO₃), Ionized ammonia nitrogen (NH₄⁺), phosphate (PO₄) and sulfate (SO₄) showed average ± 3.9067 , 3.7771 values; 0.6086 ± 0.4532 ; $\pm 5.3052 \pm 3.6925$ and 19.1632 respectively $63,881$. With these results we can conclude that: Metabolic characteristics of the system, establish a Mesotrophic behavior, but with a very clear trend in some parts of the Laguna to a nutritional increase, and an increase also in some points of the organic load, which allows establish that there is a very punctual anthropogenic influence, as sites of river discharge and landing sites.

INTRODUCCIÓN

Una laguna costera es: una depresión de la zona costera, debajo de la marea media alta (MMA), teniendo comunicación permanente o efímera con el mar, pero protegida del mar por algún tipo de barreral. Las lagunas costeras mexicanas varían ampliamente en sus características físicas, ambientales, el grado de uso y modificación por el hombre (1). Las franjas costeras son, en general, un mosaico complejo e interactivo de ecosistemas compuestos por humedales, lagunas costeras, marismas, manglares, estuarios, y zonas ribereñas interconectados por canales, donde además son receptoras de agua dulce, sólidos disueltos, partículas y recursos vivos provenientes de los continentes (2).

Los ecosistemas costeros son los más amenazados por la actividad antropogénica, debido a los efectos de la actividad industrial, agrícola, turística, pesquera y minera, y por las descargas de desechos urbanos, aguas negras y residuos industriales peligrosos. (3).

Desafortunadamente, en toda la zona costera el común denominador es el elevado grado de contaminación del agua. En comparación, los ecosistemas más contaminados están en la región del Golfo de México; sin embargo, las regiones costeras del Pacífico también están seriamente amenazadas por el desarrollo (turístico, industrial y acuícola) no sustentable que se está dando en todo el litoral mexicano. La evaluación de la calidad del agua se realiza mediante una serie de análisis dirigidos a conocer cualitativa y cuantitativamente, las características físicas, químicas y biológicas más importantes que pueden afectar, su uso real y potencial, como el tipo y grado de tratamiento requerido para una adecuado acondicionamiento (4,5).La Asociación Americana de Salud Pública (American Public Health Association, APHA); la Asociación Americana de abastecimiento de agua (American Water Works Association, AWWA) y la Federación para el Control de la Polución de las aguas (Water Pollution Control Federación, WPCF), han establecido normas internacionales para la caracterización de la calidad del agua (6) las cuales se encuentran incluidas en los denominados —Métodos Normales para el Examen de las Aguas Residuales (Standard Methods Fort he Examination of Water and Wastewater), de común adopción por numerosos países, incluido México (4).

En México los valores de referencia de calidad del agua se basan principalmente en

La NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de:

Contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas; además considera la calidad del agua de acuerdo a sus usos. Esta NOM, es la única que cuenta con carácter legal (7). Otra referencia son los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, que a pesar de no tener carácter normativo, establecen entre otros los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática, para riego agrícola, para uso pecuario, para uso en la acuicultura y para el uso recreativo con contacto primario (7,8).

Así, los parámetros del agua son características físicas, químicas y biológicas que permiten detectar cual es el grado de contaminación que presenta el agua (9). Nutrientes: *Compuestos Nitrogenados*. El nitrógeno puede aparecer en forma de NH_3 , NH_4^+ y por oxidación, estas formas reducidas pueden transformarse en NO_2 y finalmente en NO_3 que es la forma más usual y estable (10). Los procesos de oxidación reducción de las especies nitrogenadas por fenómenos biológicos y en consecuencia, los productos finales del número y tipo de organismos que intervengan en ellos. (11,12)

El nitrato es un nutriente esencial para los organismos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento de estos. Una concentración alta de nitratos es indicio de una etapa mayor de mineralización de los compuestos nitrogenados. (12), existen dos tipos de contaminación por NO_3 claramente definidos: por una parte, la contaminación puntual ligada generalmente a actividades de origen industrial y urbano, y por otra, una contaminación difusa, originada fundamentalmente por las actividades agrícolas. Así, los nitratos derivan principalmente del empleo de fertilizantes nitrogenados, excretas de animales, descargas domésticas o industriales, actividades que se registran al norte de la Laguna de Coyuca. Por otro lado, los nitritos se hallan en un estado de oxidación intermedio entre el amoníaco y el nitrato, la concentración de nitritos depende de si el medio es oxidante o reductor y de la presencia de los organismos capaces de provocar la transformación en uno y otro compuesto; en general la concentración de nitritos en aguas superficiales es baja, pero puede presentarse en elevadas concentraciones debido a la descarga de agua industrial o urbana, su presencia es indicativo de aguas con contaminación fecal reciente y aguas ricas en fertilizantes. Valores entre 0.1 y 0.1 mg/L pueden presentar problemas de toxicidad dependiendo del pH, asimismo valores por encima de 1.0 mg/L son totalmente tóxicos y representan un impedimento para el desarrollo de la vida acuática.

El amoníaco, junto con los nitritos y nitratos, es un típico indicador de contaminación del agua. La presencia de amoníaco indica una degradación incompleta de la materia orgánica. Generalmente el NH_4^+ , o el amoníaco libre, aparecen sólo como trazas, aumentando su concentración cuando el medio es fuertemente reductor. Países europeos califican al amoníaco como componente no deseable del agua y establece como valor orientador de calidad 0.05 mg/L y como valor límite tolerable 0.5 mg/L. Los resultados encontrados de amoníaco son ligeramente menores que éste límite. (11). Los sistemas costeros son levemente eutróficos debido principalmente a la presencia de cantidades significativa de fósforo (2). El valor normal para ortofosfatos (fosfatos inorgánicos) es de <0.01 a 5.00 g at/L (5). Diversas investigaciones han demostrado que el fósforo suele jugar un papel más importante en la eutrofización de los ecosistemas dulceacuícolas que el nitrógeno, mientras que en los ecosistemas costeros este último resulta más crítico. El fósforo en el agua no se considera tóxico para los humanos y los animales, sin embargo, puede tener efectos indirectos a través de la eutrofización de los cuerpos de agua superficiales, que implica el crecimiento explosivo de algas y el posterior abatimiento de oxígeno debido a la descomposición de éstas cuando mueren (13,14).

La Laguna de Coyuca es un cuerpo de agua somero de volumen variable dependiente de las épocas de lluvias y estiaje. Es un sitio de alta biodiversidad, y una zona importante de anidación de aves, y hábitat para diferentes especies de mamíferos, reptiles, peces e invertebrados. Por otro lado como ecosistema costero, los manglares soportan una parte de la producción primaria de la laguna, formando además, un albergue de muchas especies de invertebrados como los moluscos y crustáceos, destacando el camarón y el ostión cuyo valor alimenticio y económico es alto. Además es, una importante generadora de empleo para los pescadores y prestadores de servicios turísticos de sus habitantes. Por la importancia de esta zona y la sensibilidad emanada de las presiones a las que está sometida se requiere de un análisis y una normatividad de mayor detalle a fin de contemplar las condiciones de fragilidad ambiental a las que está sujeta. (fig. 1). (15, 16,17). Por lo tanto en este trabajo plantea: a) Evaluar la calidad del agua considerando los siguientes parámetros: profundidad, temperatura, oxígeno disuelto, potencial eléctrico, sólidos totales disueltos, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, y sulfatos; b) Evaluar los nutrientes nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos y fósforo total a nivel superficie y fondo en siete puntos de muestreo en la Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero; y c) Realizar un análisis estadístico univariado de cada nutriente a fin de conocer su comportamiento espacio-tiempo.

MATERIALES Y MÉTODO

El trabajo se dividió, en tres fases:

La fase de *campo* consistió en muestreos mensuales dónde se seleccionaron siete Sitios de muestreo a lo largo de la Laguna de Coyuca (**Fig. 2**) tratando de que éstos representaran las principales fuentes de contaminación del sistema, principalmente relacionadas a actividades antropogénicas; cómo el turismo, pesca, actividades agropecuarias, descarga de aguas residuales domésticas; por otro lado, se procuró que los Sitios elegidos representaran la hidrodinámica del cuerpo de agua. En cada sitio de muestreo a nivel de superficie y fondo se tomaron muestras de agua mediante la botella Van Dorn para evaluar los nutrientes en laboratorio. Las muestras se mantuvieron a (4°C). La calidad de agua se realizó, con la ayuda del multiparámetro Hanna Modelo: HI9829. Los nutrientes se evaluaron utilizando un multiparámetro fotométrico marca Hanna Modelo HI8320. El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el paquete estadístico Stathgraphics Centurión XV. II Primeramente, en el análisis exploratorio a los datos obtenidos se les realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov a fin de conocer su normalidad (Cervantes *et. al.*, 2006). 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 Comparación de Varias Muestras, se eligió la prueba de Kruskal-Wallis (KW) la cual compara las medianas y evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las columnas es la misma. Esta prueba se realizó sobre los grupos de datos de cada parámetro por mes, por sitio y por nivel (Cervantes, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El comportamiento individual de los compuestos nitrogenados evaluados en la Laguna de Coyuca fue el siguiente: (NH_3) Nitrógeno Amoniacal no Ionizado. El NH_3 tuvo un promedio mensual de 0.4482 ± 0.3152 (mg/L) el cuál rebasa los límites máximos establecidos por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para Protección de la Vida Acuática en Agua Dulce y Marina (0.02 y 0.04 mg/L respectivamente). El valor mínimo fue de 0.12 en Paraíso de los Mangles a nivel fondo en el mes de Mayo y Junio, (tabla 2) y el valor máximo de 1.34 en el Sitio El Embarcadero a nivel fondo en el mes de Abril (tabla 3), en el primer caso existieron además valores de 0.42 NH_4 , 8.78 de pH; en el segundo caso se registraron además valores de pH de 8.74, 1.42 NH_4 . El NH_3 mostró un

comportamiento heterogéneo por mes, con diferencia estadísticamente significativa ($P= 0.000002$; $P < 0.05$ KW), dónde destacan los meses de Febrero y Abril con intervalos amplios y valores mayores a 0.9 mg/L, en comparación a Marzo, Mayo y Junio que cuentan con rangos menores y por debajo de 0.6 mg/L. Por sitio de muestreo tuvo un comportamiento homogéneo, sin diferencia significativa, ($P=0.3314$; $P \geq 0.05$ KW), dónde a pesar que existe una notable diferencia de rangos en los Sitios de muestreo, las medianas se comportan más o menos estables y menores a 0.5 mg/L. El comportamiento por nivel fue homogéneo sin diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P= 0.3382$; $P \geq 0.05$ KW), dónde se observa que ambas medianas se encuentran cerca de 0.3 mg/L, a pesar que el grupo de datos a nivel Superficie es más amplio que el de Fondo (gráfica 1) (Se presenta grafica mensual, ya que en cuanto a puntos de monitoreo, no presenta diferencias significativas).

(*NH₄*) Nitrógeno Amoniacal Ionizado El *NH₄* tuvo un promedio mensual de 0.6086 ± 0.4532 , dónde el valor mínimo fue de 0.2 en el Sitio La Barra a nivel Superficie en el mes de junio (tabla 2) y el valor máximo fue de 2.12 en el sitio Las Palmas a nivel fondo en el mes de abril (tabla 3). En el caso del valor El comportamiento por mes fue heterogéneo con diferencia estadísticamente significativa ($P=0.0062$; $P < 0.05$), dónde destaca Abril con un rango de valores mayor y con mediana cerca de 0.8 mg/L al igual que Febrero; contrario a Marzo, Mayo y Junio con medianas cerca de 0.4 mg/L. Espacialmente no hubo diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P=0.377118$; $P \geq 0.05$ KW), dónde destaca La Barra con un rango mayor y cuya mediana está arriba de 0.8 mg/L, en cambio los otros puntos de muestreo se encuentran debajo de 0.8 mg/L. En la prueba por nivel el comportamiento mostró comportamiento homogéneo ($P=0.3800$; $P \geq 0.05$ KW), dónde se puede observar que el comportamiento en ambos niveles fue más o menos estable.

No se han registrado valores que preceden éste valor en la Laguna de Coyuca, sin embargo De la Lanza, 2003 registró una media anual de 0.1246 mg/L de Amonio en la Laguna de Tres Palos, Gro. Contreras, 2004, refiere como “normales” los contenidos < 0.01 mg/L de amonio, respecto a lagunas tropicales de las vertientes de México (gráfica 2). (Se presenta gráfica mensual, ya que en cuanto a puntos de monitoreo, no presenta diferencias significativas) 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 valor mínimo de Nitrato fue de 0.0 en La Barra a nivel fondo mes de Junio y Abril (tabla 2), en la Estación a nivel de superficie, Conexión Canal a nivel fondo, Paraíso de los Mangles , Embarcadero, las Palmas fondo en el mes de Abril, La Barra nivel fondo en Marzo, la Estación , Conexión Canal a nivel superficie en el mes de Marzo y Paraíso de los Mangles a nivel fondo en el mes de Marzo (tabla 2); por otro lado el valor máximo fue de 15.8 en el sitio La Estación a nivel fondo en el mes de Marzo (tabla 3). El comportamiento por mes fue heterogéneo con diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P= 0.00801$; $P < 0.05$ KW) los rangos 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. Espacialmente el *NO₃* se comportó de manera heterogénea con diferencia estadísticamente significativa ($P=0.0377$; $P < 0.05$ KW); dónde se pueden observar dos grupos, el primero formado por dos Estaciones, Embarcadero y Las Palmas dónde sus medianas se encuentran por encima de 5 mg/L. Por nivel el comportamiento fue homogéneo sin diferencia estadísticamente significativa ($P=0.729726$; $P \geq 0.05$ KW). Los valores registrados son similares a los encontrados por Cruz, 2012 dónde la concentración de nitratos tuvo una media anual de 3.3 mg/L, con un valor máximo de 11.5 mg/L en Pie de la Cuesta, diciembre-2011; 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 (gráfica 3).

Los Nitritos (NO_2), presentaron, 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 el cuál (1.0 mg/L) donde el valor mínimo fue de 0.0 en el sitio Conexión Canal a nivel superficie en el mes de Abril, Las Palmas nivel Superficie en el mes de Junio (tabla 2) y el valor máximo fue de 0.11 en Pie de la Cuesta a nivel fondo en el mes de Abril (tabla 3); en este caso se registró además, un valor de 4.2 de NO_3 . Temporalmente, el NO_2 tuvo un comportamiento homogéneo y sin diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P=0.2524$; $P \geq 0.05$ KW), en la (gráfica 4) se puede apreciar que las medianas permanecen más o menos estables, muy cerca de 0.06 mg/L . 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 mostró diferencia estadísticamente significativa ($P=0.0002$; $P < 0.05$ KW), en ésta caso ambos grupo son similares, sin embargo las medianas tienen una diferencia notable, teniendo concentraciones más elevadas a nivel fondo.

Los valores registrados en el presente estudio son menores a los mencionados por Cruz, 2012 donde obtuvo una media de 0.1 y registró un máximo de 0.6 mg/L durante Agosto-2010 en Pie de la Cuesta, durante el periodo de lluvias. El fósforo total (P) tuvo un promedio general de 5.3052 ± 3.6925 , el cuál rebasa ligeramente el límite máximo establecido por la NOM-001 para estuarios (5 mg/L). El valor mínimo que se registró para Fósforo fue de 0.09 en La Barra a nivel fondo en el mes de Junio (tabla 2), y el valor máximo de 12.4 en Las Palmas a nivel fondo durante el mes de Febrero (tabla 3). Por mes tuvo un comportamiento heterogéneo, con diferencia significativa entre las medianas ($P=0.000003$; $P < 0.05$ KW), como se puede apreciar en la gráfica, los rangos de los valores son amplios y donde destacan principalmente Abril y Febrero con una mediana alrededor de 9 mg/L , Marzo y Mayo con una mediana alrededor de 5 mg/L y Junio con un valor más bajo, alrededor de 2 mg/L . El comportamiento espacial fue de manera homogénea y sin diferencia estadísticamente significativa ($P=0.8177$; $P \geq 0.05$ KW), donde las medianas se encuentran alrededor de 6 mg/L y sólo destaca Paraíso de los Mangles con una mediana alrededor de 4 mg/L ; sin embargo destacan los sitios La Barra y La Estación con una concentración de valores amplia en contraste con Las Palmas y Pie de la Cuesta que cuentan un rango de valores menor. Por nivel mostró un comportamiento heterogéneo con diferencia significativa ($P=0.0448$, $P < 0.05$ KW) (gráfica 5 y 6). **Fosfato (PO_4):** En la descomposición bacteriana de los cadáveres, el fósforo se libera en forma de ortofosfatos que pueden ser utilizados directamente por los vegetales verdes, formando fosfato orgánico (biomasa vegetal), la lluvia puede transportar este fosfato a los mantos acuíferos o a los océanos. Aunque la mayor parte del fósforo que pierde el suelo lo hace en forma de partículas y no disuelto, con el tiempo se convierte a fosfato, del cual pueden disponer fácilmente los organismos acuáticos (Carpenter *et al.*, 1988). El ion fosfato, PO_4^{3-} , en general forma sales muy poco solubles y precipita fácilmente como fosfato cálcico. Al corresponder a un ácido débil, contribuye a la alcalinidad de las aguas. Las especies químicas de fósforo más comunes en el agua son los ortofosfatos, los fosfatos condensados (piro-, meta- y polifosfatos) y los fosfatos orgánicos. Estos fosfatos pueden estar solubles como partículas de detritus o en los cuerpos de los organismos acuáticos.

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 (tabla 2); por otro lado el valor máximo fue de 6.4 en el Embarcadero a nivel Superficie en el mes de marzo (tabla 3). Por mes los PO_4 tuvo un comportamiento homogéneo sin diferencia estadísticamente significativa ($P=0.225381$; $P \geq 0.05$ KW), en cuya gráfica se puede apreciar un notable decremento en la concentración de valores de cada mes, así como el de sus medianas. 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 en la (gráfica 7), 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; dónde 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. Cruz, 2012, encontró un promedio de 0.7 mg/L, y un máximo 3.7 mg/L en la Estación. Corroborando así, la afectación que se tiene principalmente de las actividades humanas que se desarrollan en la parte alta del municipio de Coyuca de Benítez al enriquecimiento natural de las aguas, produciendo que más nutrientes puedan llegar a la laguna, cuyo origen de es principalmente los escurrimientos urbanos, métodos agrícola-ganaderos deficientes, entre otros.

Según los (Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua 1989); 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 uso recreativo Riego Agrícola y Pecuario (6 mg/L).

CONCLUSIÓN

- 1.- La evaluación de la calidad de agua estableció que.
 - Es un sistema óxico a lo largo de la columna de agua.
 - El sistema de amortiguamiento está dominado preferentemente por los bicarbonatos.
 - El sistema presenta una elevada carga orgánica.
- 2.- La evaluación nutrimental estableció que:
 - La mayor concentración nutrimental, está asociada a las descargas de los ríos.
 - Las concentraciones más bajas están asociadas a la barra (efecto de dilución).
- 3.- Existe una relación directa entre contaminación orgánica y descargas de los ríos.
- 4.- Con base a todo lo anterior concluimos que: el sistema presenta características Mesotróficas, pero con una clara tendencia hacia la eutrofia
- 5.- Por la importancia de esta zona y la sensibilidad emanada de las presiones a las que Está sometida se requiere de un análisis y una normatividad de mayor detalle a fin de Contemplar las condiciones de fragilidad ambiental a las que está sujeta.

REFERENCIAS

1. Lankford, R., 1977. Coastal lagoons of México: Their origin and classification. En: M. Wiley (ed). *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2, pp. 182-215.
2. Escobar J. 2002. La Contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Naciones Unidas. Santiago de Chile.
3. Cruz P. 2013. Calidad del agua en la Laguna de Coyuca, Guerrero y Geovisualización de los Paisajes Asociados.
4. Guevara V., 1996. Control de Calidad del Agua: Métodos de Análisis para la Evaluación de la Calidad del agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ciencias del Ambiente. Lima, Perú. pp. 3-5.
5. Abarca F., 2007, Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sánchez A., Herzig M., Peters e., Márquez., Zambrano.
6. APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19a. Edición. E.U.A.).
7. INE-SEMARNAP. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México, 1ª edición. México. pp. 16-43.

8. LGE EPA. 2013. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, 28 de enero de 1988, última reforma.
9. Aznar Jiménez A. 2000 Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Interdisciplinaria de Gestión Ambiental*, vol. 2(23). PP. 12-19.
10. De Miguel, F.; (1999). *Hidrogeología Aplicada*, Ed. Félix Varela. Expedientes de Pozos, Departamento de Hidrología. Instituto de Recursos Hidráulicos. La Habana, Cuba. 453 pp.
11. De Miguel F., Vázquez T. (2006). Origen de los Nitratos (NO₃) y Nitritos (NO₂) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. En: *Minería y Geología*, Vol. 22:3 pp.1-9.
12. Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de agua – determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.
13. Carpenter S. 1988. *Complex Interactions in Lake Communities*. New York, U.S.A.
14. United Nations, World Water Assessment Program 2006 (UN-WWAP). *World Water Development Report 2: Water a shared responsibility*. París, France.
15. Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Municipio de Coyuca de Benítez (POET), 2009 E.U.R.A. S.C.
16. Aguirre, G. R. (2001). Caracterización óptica de la laguna costera de Coyuca de Benítez. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. Núm. 46, 2001. 78-97 pp.
17. INEGI (2015). —INEGI, Censo de Población y Vivienda". Página del Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Accedido el 05 de abril de 2015 en <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=12>.
18. Yáñez-Arancibia, A. (1986). *Ecología de la Zona Costera, análisis de siete tópicos*. A. G. T. Editor, S.A. 171 pp.
19. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 97 pp.
20. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CE-CCA-001/89-
21. Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua –determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
22. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales.
23. Guzmán M. y Rojas G. (1976). —Ecología de las lagunas costeras (Coyuca de Benítez)". *Cursos de Biología de Campo*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.V)
24. Cervantes S. A, Marques D. S. M. J, Rivera G. P. (2006). *Análisis Estadístico un Enfoque Práctico con Statgraphics*. Editor UNAM- FES Z, México D. F.
25. HANNA Instruments (2008). *Manual de Instrucciones MAN HI83200*. Chicago, IL. USA. 131 pp.



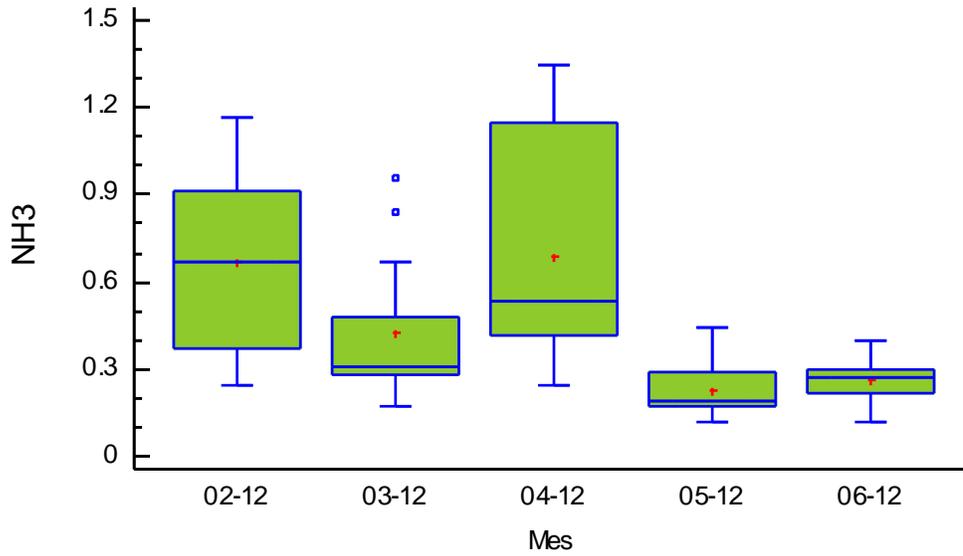
Figura 1. Localización de la Laguna de Coyuca



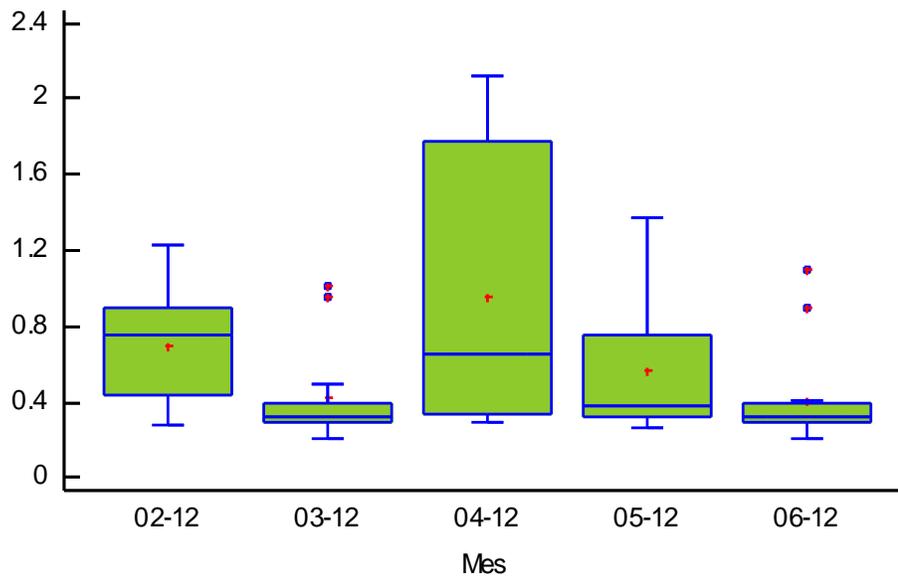
Figura 2. Ubicación de los sitios de monitoreo

GRÁFICAS:

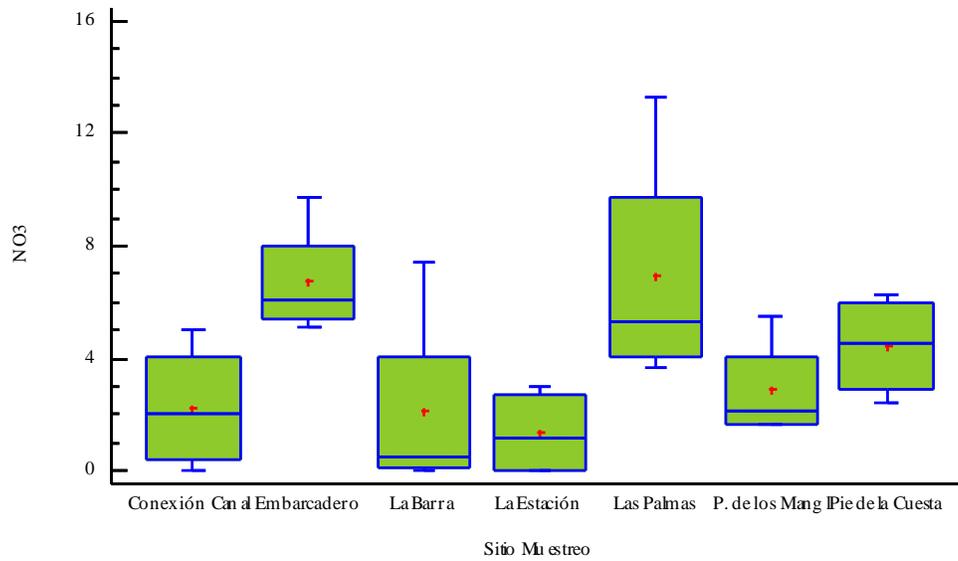
Gráfica 1: Diagrama de cajas múltiples de la variación temporal de amoniaco



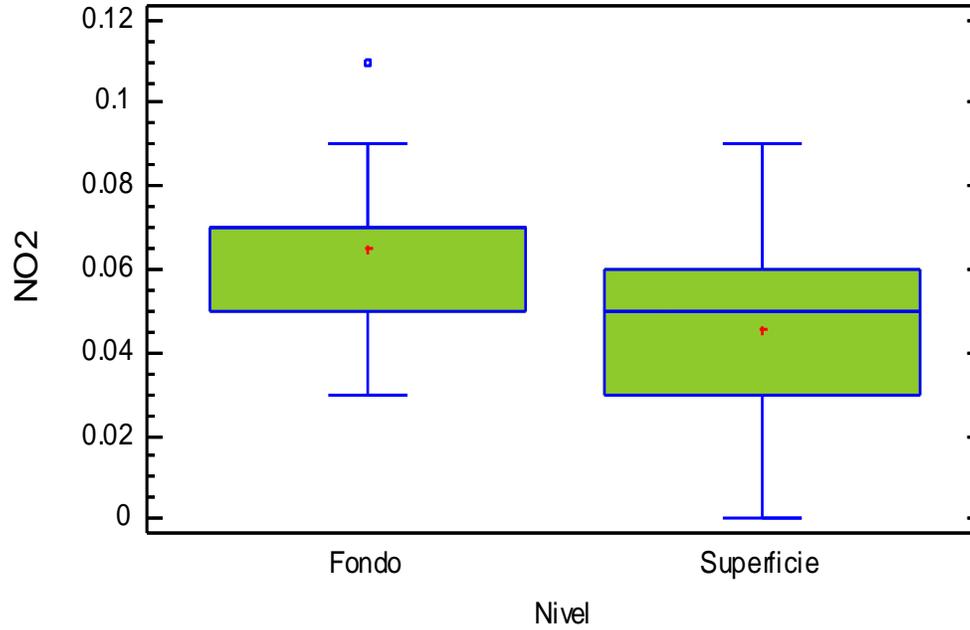
Gráfica 2: Diagrama de cajas múltiples de la variación temporal de amonio



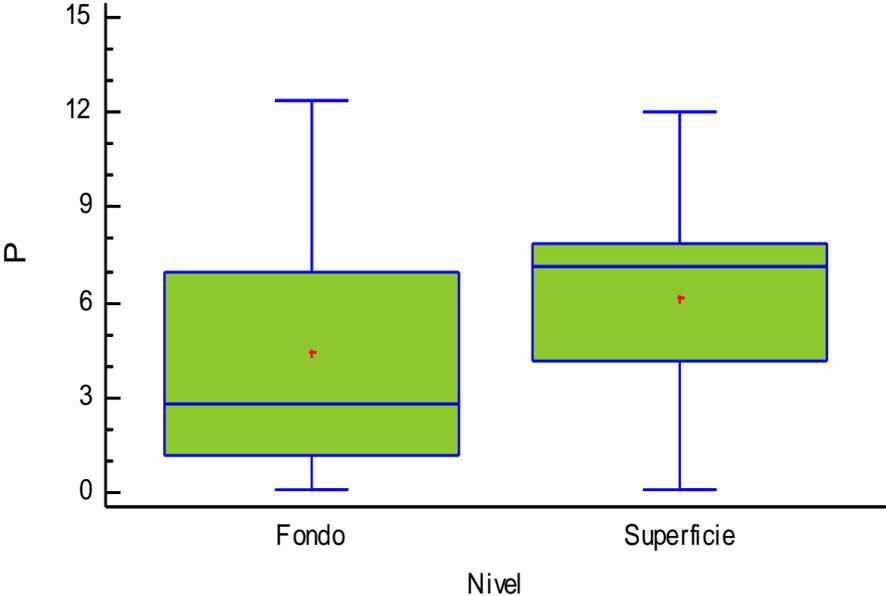
Gráfica 3: Diagrama de cajas múltiples de la variación espacial de nitratos.



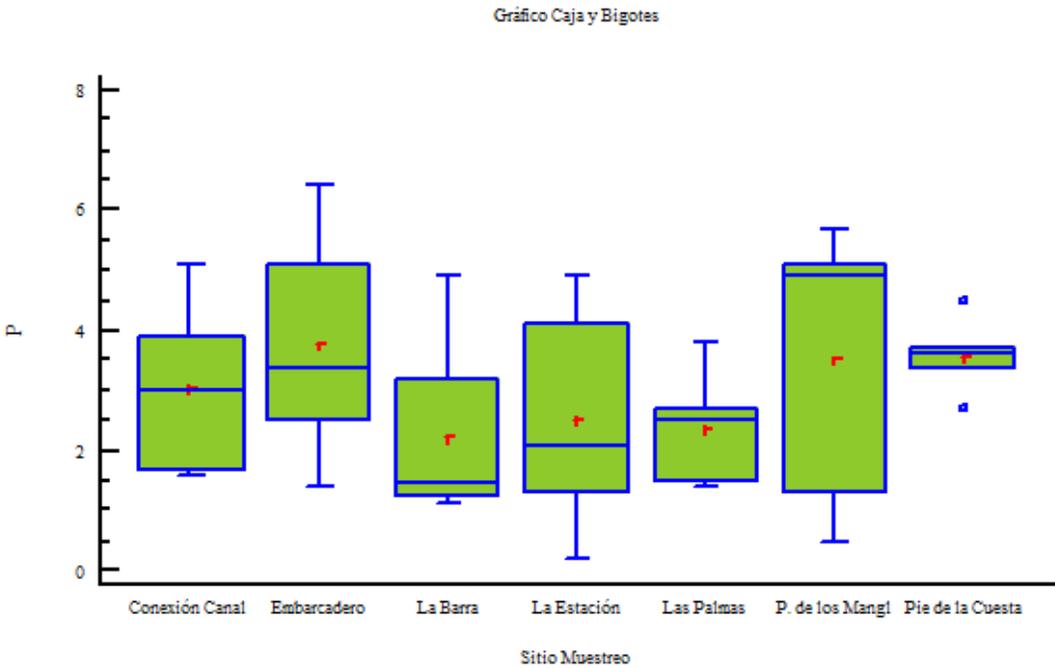
Gráfica 4: Diagrama de cajas múltiples de la variación por nivel de nitritos.



Gráfica 5: Diagrama de cajas múltiples de la variación por nivel de fósforo total.



Gráfica 6: Diagrama de cajas múltiples de la variación espacial de ortofosfatos.



Gráfica 7: Diagrama de cajas múltiples por nivel de ortofosfatos.

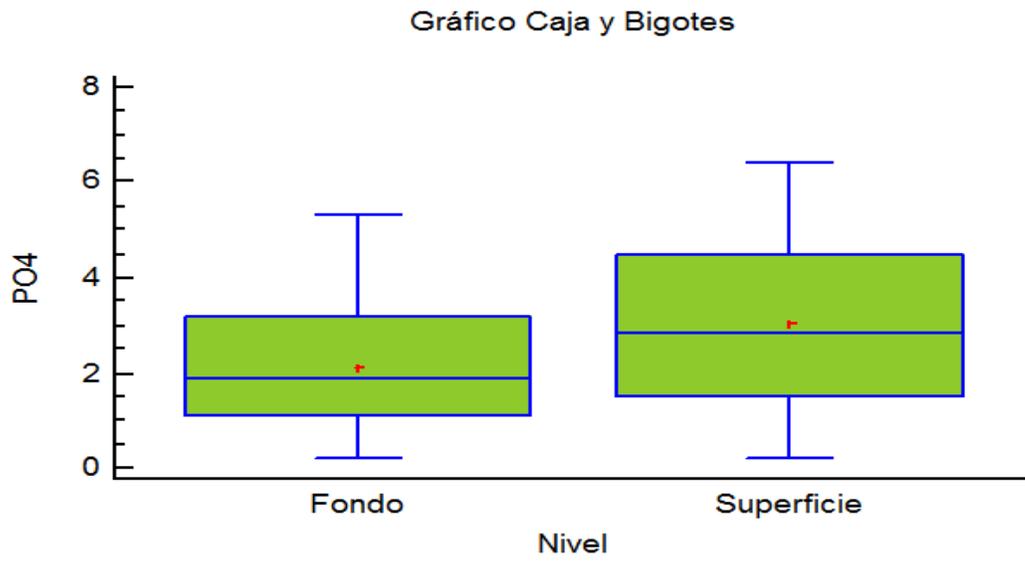


Tabla1. Promedios obtenidos de los parámetros químicos evaluados

Parámetro	Promedio anual Laguna de	Promedio por Sitio						
		Pie de la Cuesta	Las	Embarcad	Paraíso de los	Conexión	La	La
Profundidad (m)	3.12	2.16	5.24	5.00	2.19	2.22	2.68	2.38
Transparencia (cm)	49.47	36.5	31.66	38.83	32.66	45.0	59.16	89.16
Oxígeno Disuelto (mg L ⁻¹)	5.53	5.79	5.76	4.48	6.94	6.05	4.42	4.32
Temperatura (°C)	28.21	28.39	28.79	28.38	28.46	27.99	27.57	23.29
Ph	8.73	8.85	9.03	9.00	9.24	8.90	7.95	6.71
Sólidos Totales Disueltos	1233.93	1695.5	1570.41	1454.75	1316.66	1367.41	616.07	411
Demanda Bioquímica de	74.12	79.49	62.36	71.88	63.94	71.82	79.94	77.42
Demanda Química de	95.79	108.5	89.5	86	85.83	91.83	102.33	95.41
Amoniac NH ₃ (mg L ⁻¹)	0.4482	0.35	0.43	0.42	0.38	0.37	0.38	0.18
Amonio NH ₄ (mg L ⁻¹)	0.6086	0.48	0.62	0.71	0.43	0.37	0.30	0.51
Nitrato NO ₃ (mg L ⁻¹)	3.9067	2.75	3.53	4	1.32	2.22	2.30	2.09
Nitritos NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.0555	0.056	0.04	0.04	0.04	0.03	0.05	0.03
Fósforo P (mg L ⁻¹)	5.3052	4.21	4.7	5.75	4.25	4.27	3.86	2.99
Fosfato PO ₄ (mg L ⁻¹)	2.5731	2.2	2.14	2.59	2.10	2.33	1.99	1.11
Sulfato SO ₄ (mg L ⁻¹)	63.881	37.5	29.5	32.08	36.66	34.5	39.16	14.16

Tabla 2: Valores mínimos registrados de los compuestos Nitrogenados y del Fósforo, por mes y nivel (S: SUPERFICIE; F: FONDO)

Parámetro	Promedio anual Laguna de Coyuca	Mínimos por Sitio						
		Pie de la Cuesta	Las Palmas	Embarcadero	Paraíso de los Mangles	Conexión Canal	La Estación	Barra
Amoniaco NH ₃ (mg L ⁻¹)	0.448				0.12			
Amonio NH ₄ (mg L ⁻¹)	0.6086							0.2 JUNIO S
Nitrato NO ₃ (mg L ⁻¹)	3.906							0.0 JUNIO F
Nitritos NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.0555							0.0 ABRIL. 6 666666
Fósforo P (mg L ⁻¹)	5.3052							0.09 JUNIO F
Fosfato PO ₄ (mg L ⁻¹)	2.573						0.2 FEB S	

Tabla 3: Valores máximos registrados de los compuestos Nitrogenados y del Fosforo, por mes y nivel (S: SUPERFICIE; F: FONDO)

Parámetro	Maximos por Sitio						
	Pie de la Cuesta	Las Palmas	Embarcadero	Paraíso de los Mangles	Conexión Canal	La Estación	La Barra
Amoniaco NH ₃ (mg L ⁻¹)				0.12 MAYO F.			
Amonio NH ₄ (mg L ⁻¹)		2.12 ABRIL					
Nitrato NO ₃ (mg L ⁻¹)						15.8 MAR. F.	
Nitritos NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.11 ABRIL F						
Fósforo P (mg L ⁻¹)		12.4 FEB. F.					
Fosfato PO ₄ (mg L ⁻¹)			6.4 MAR.S.				

Capítulo IV. Calidad del Agua de Dos Cuencas Tributarias del Río Tuxcacuesco, Jalisco.

Hernández Vargas O. *, Palomera García C., Mancilla Villa O. R. y Olguín López J. L.
*omarhv.irna@gmail.com

RESUMEN

Estudios previos reportan metales pesados en algunos sitios de la cuenca del Río Tuxcacuesco, Jalisco, a pesar de que algunos autores consideran que las concentraciones encontradas en agua no representaban un riesgo para la biodiversidad. Existe poca información sobre la calidad de agua usando otros compartimentos ambientales con base en la concentración de metales pesados con un enfoque en cuencas tributarias. Por ende, el objetivo de este trabajo fue inferir la calidad del agua de dos cuencas tributarias del Río Tuxcacuesco, cuantificando el contenido de metales pesados en sedimento y macroinvertebrados, y la aplicación de índices de integridad biótica. Se realizaron dos muestreos dirigidos en cuatro sitios de dos cuencas tributarias (Tonaya y Apulco) de este río en temporada de lluvias y en temporada de secas. En el caso de los sedimentos, tres de los metales analizados (Hg, As y Cd) superan el límite máximo permisible para la protección de la vida acuática. Las concentraciones de todos los metales analizados en macroinvertebrados estuvieron arriba de los límites máximos permisibles, siendo las concentraciones de plomo, mercurio, cadmio y cromo las más altas. Los valores más altos de metales pesados en sedimentos y macroinvertebrados se obtuvieron en la temporada seca. En cuanto al índice de integridad biótica, el cálculo indica que el sitio con la mejor calidad y el más diverso es el de Tonaya, mientras que los resultados obtenidos de la cuenca de Apulco los índices bióticos obtenidos así como las concentraciones más altas de metales pesados en sedimento y en macroinvertebrados sugieren lo contrario. Más estudios son necesarios que abarquen la parte baja, media y alta de la cuenca para identificar las posibles causas de contaminación y dar recomendaciones a futuro para el manejo de la cuenca.

ABSTRACT

Previous studies report heavy metals in sites along the Tuxcacuesco River watershed, Jalisco, although some authors consider the concentrations found in water did not represent a peril to biodiversity. There is little information about the quality of water using other environmental media based on the concentration of heavy metals with a focus on tributary watersheds. Thus, the objective of this project was to infer water quality in two tributary rivers of the Tuxcacuesco River by quantifying metal content in sediment and macroinvertebrates, as well as using biotic integrity indices. We sampled four sites in two of this river's tributary basins (i.e., Tonaya and Apulco) in the rainy and dry seasons. The concentration of three metals (Hg, As and Cd) in sediment were above the maximum permissible limits for the conservation of aquatic life. Concentrations of all metals analyzed in macroinvertebrates were above these limits, with lead, mercury, cadmium and chrome showing the highest values. Metals in sediment and macroinvertebrates were higher in the dry season. Biotic indices and metal concentrations in different media suggest that the best quality and more diverse sites are in the Tonaya River, whereas the results obtained from the Tonaya sites show the opposite. More studies are needed that include information from high, middle and low sections of the watershed to help identify the causes of pollution in order to give management recommendations.

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento esencial para la vida, sin ella el hombre no podría existir. Toda población o comunidad ha buscado asentamiento cerca de una fuente de agua. Las aguas superficiales (lagos de agua dulce, ríos, lagunas, ciénagas) que son las que el hombre utiliza para desarrollar sus funciones básicas (abastecimiento de agua potable, alimentación, recreación, etc.), desafortunadamente son las que se encuentran más contaminadas debido a que reciben directamente las descargas de aguas residuales sin ningún tratamiento (1). El agua es considerada como un factor crítico para el desarrollo de las naciones y el recurso que define los límites del desarrollo sustentable, debido a que no sólo es indispensable para el desarrollo económico y social de la humanidad sino también para el funcionamiento de los ecosistemas del planeta (2). Por lo que respecta al estado de Jalisco, la creciente industrialización, el desarrollo de los centros urbanos y la intensificación de las actividades agropecuarias han propiciado el deterioro de estos recursos hídricos, situación que se refleja en la calidad del agua de diversos escurrimientos superficiales (3). Resultados de estudios realizados por (4) reportan metales pesados en algunos de los sitios de la cuenca (Palo Blanco, Zenzontla, Tuxcacuesco). En el estudio realizado por (5) las concentraciones encontradas no representaban un riesgo para la biodiversidad. Sin embargo, hace falta enfocar los estudios a las microcuencas ya que se carece de estudios que aborden el tema de la concentración de metales pesados en los sedimentos y macroinvertebrados. Por ende el objetivo de este trabajo es cuantificar el contenido de metales pesados en sedimento y macroinvertebrados e inferir la calidad del agua de dos cuencas tributarias del Río Tuxcacuesco (Tonaya y Apulco).

MATERIALES Y MÉTODO

Se realizaron dos muestreos dirigidos dentro de las cuencas tributarias (Figura 1). Los macroinvertebrados fueron colectados con una red de pateo en las dos orillas del río. Los organismos colectados fueron contados y clasificados in situ y transportados para corroborar su clasificación en laboratorio. Estos se clasificaron en grupos funcionales, siguiendo la clasificación de (6). La estructura de la comunidad por cada sitio (Tuxcacuesco, Paso Real, Tonaya y Apulco) se consideró calculando la abundancia total, riqueza taxonómica, número de grupos funcionales, y su tolerancia a la contaminación orgánica usando el índice de integridad biótica (IIB) de (7). Una vez determinado el IIB, organismos de cada grupo funcional fueron secados en un horno a 70° C durante 24 horas; fueron molidos en un mortero y el tejido fue digerido con ácido nítrico y diluido, de acuerdo a los procedimientos para su análisis en espectrofotometría de plasma. En cada sitio (Tuxcacuesco, Paso Real, Tonaya y Apulco) se tomó una muestra de sedimento utilizando un frasco de 500 ml. Las muestras fueron secadas en un horno a 70°C durante 36 horas, se tamizó el sedimento seco en un cernidor de 60 µ micras para obtener el material más fino. Se pesó 1 gr de muestra utilizando una balanza de precisión, se depositó la muestra en un matraz de 250 ml y se añadieron 10 ml de ácido nítrico (HNO₃) ultra trazas y 4ml de ácido clorhídrico (HCl), posteriormente se dejó reposar durante 15 horas, se procedió a calentar la muestra en una hornilla (hot plate) a 110°C por 2 horas con 20 minutos. Después se filtraron y se extrajo 1 ml el cual se diluyó en 20 ml de agua destilada para su análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvo la concentración de los metales pesados As, Cd, Hg, Pb, Zn y Cr en sedimentos y en macroinvertebrados de las dos cuencas, se determinó la calidad del agua de estas cuencas con base a los bioindicadores, el contenido de metales pesados y los parámetros físico-químicos. Se calculó

el índice biótico basado en macroinvertebrados para determinar la calidad de los sitios. Encontrando que en la mayoría de los sitios las concentraciones rebasan los límites máximos permisibles establecidos por las normas de regulación para la protección a la vida acuática, también se encontraron diferencias significativas entre los resultados obtenidos en la temporada de lluvias y la temporada de secas (estiaje) tanto para los sedimentos como para los macroinvertebrados

-Metales pesados en sedimentos

En cuanto a las concentraciones en sedimentos ocho muestras fueron analizadas, cuatro corresponden al muestreo de final de la temporada de lluvias y cuatro al muestreo de mitad de la temporada secas (estiaje), los sitios muestreados en las dos temporadas fueron: Tuxcacuesco, Tuxcacuesco/Paso Real, Tonaya y Apulco, el análisis ICP se realizó para los metales: plomo, cadmio, mercurio, arsénico, zinc y cromo, de los cuales se encontraron concentraciones en todas las muestras analizadas (Cuadro 1 y Cuadro 2). En tres de los metales analizados se supera el límite máximo permisible para protección de la vida acuática los cuales son Cadmio en el cual todos los sitios en las dos temporadas están por arriba del límite, Mercurio en el cual también todos los sitios en ambas temporadas muestreadas superan el valor límite permitido, y el Arsénico en el cual dos sitios de la temporada de lluvias y dos de la temporada de secas superan el límite. Para el caso del Plomo, Zinc y Cromo en ninguno de los sitios se superó el límite máximo permitido proporcionado por la Canadian Quality Sediment Guidelines (8). Para el caso del sitio de Apulco en la temporada de lluvias en el cual se encontraron algunos de los valores más altos de todas las muestras analizadas (Cd 1.18 mg/kg, As 6.5 mg/kg, Hg 10.03 mg/kg y Cr 25.52 mg/kg), sobrepasando los límites máximos permitidos para el As, el Cd y el Hg, en este último supero 5 veces más el valor establecido como límite.

-Índice Biótico

En total se colectaron 928 individuos de macroinvertebrados correspondientes a 8 órdenes y 14 familias (Figura 2), 505 individuos fueron colectados en el muestreo de lluvias y 423 en el muestreo de secas, la familia con más individuos colectados fue la *Hydropsychidae* con 431 individuos, le sigue la familia *Tricorythidae* con 114 individuos y *Leptopheibidae* con 78 individuos colectados.

En cuanto al índice de integridad biótica (Cuadro 3), el cálculo indica que el sitio con la mejor calidad y el más diverso es el de Tonaya teniendo parámetros de excelente con 3.38 en la temporada de lluvias y de bueno con 4.75 en temporada de secas, seguido por Tuxcacuesco, Apulco y Paso Real. La cuenca tributaria del Río Tonaya presenta mejor calidad del agua, mientras que en la cuenca de Apulco los índices bióticos obtenidos sugieren lo contrario.

Al evaluar la calidad de las aguas mediante la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados, se debe considerar que un medio acuático presenta una buena calidad cuando tiene unas características que permiten que en su lecho se establezcan las comunidades de macroinvertebrados que le son propias (1) tomando de base lo anterior nuestro cálculo del IBI nos dice que las condiciones de nuestros sitios son las siguientes:

El sitio de Tuxcacuesco presenta una condición muy buena con 4.15 puntos en el muestreo de la temporada de lluvias y de igual forma en el muestreo de secas con 4.80 puntos.

Para el sitio de Tonaya se encontró una condición de excelente con 3.38 puntos en temporada de lluvias y de muy buena en temporada de secas con un valor de 4.75 puntos, siendo este el sitio con la mejor calidad en base al IBI.

El sitio de Apulco en la temporada de lluvias y de secas presento una condición pobre con 6.50 y 6.30 puntos respectivamente, siendo este el sitio con la peor calidad de los 4 estudiados según el IBI.

Paso real presento una condición de bueno en temporada de lluvias con 5.25 puntos y de muy buena con 4.83 en la temporada de secas.

En cuanto a las diferencias estacionales se puede destacar que no se ha apreciado ningún patrón que separe las estaciones de lluvias y secas, por lo que las variaciones halladas en un mismo punto no se deben a factores climáticos de la variabilidad estacional. (9) hallaron valores menores del índice en los meses invernales, determinaron que esta reducida variación de los índices biológicos más que estar relacionada con la temperatura era causada por la polución, de forma que se supone su independencia de la estacionalidad.

-Metales pesados en macroinvertebrados

Para el caso de las concentraciones de metales pesados en los macroinvertebrados en total se analizaron catorce muestras, seis corresponden al muestreo de final de la temporada de lluvias y ocho al muestreo de mitad de la temporada secas (estiaje), los sitios muestreados en las dos temporadas fueron: Tuxcacuesco, Tuxcacuesco/Paso Real, Tonaya y Apulco, el análisis ICP se realizó para los metales: plomo, cadmio, mercurio, arsénico, zinc y cromo, de los cuales se encontraron concentraciones en todas las muestras analizadas. Los datos indican que en todos los sitios las concentraciones rebasan los límites máximos permisibles establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas y estándares internacionales para la protección a la vida acuática, aunque sin haber diferencias significativas entre los resultados de la temporada de lluvias y la temporada de secas (Cuadro 4 y Cuadro 5).

Las concentraciones de los 6 metales analizados superan los límites máximos permisibles en ambos grupos funcionales (Colectores y Depredadores) en ambas temporadas de muestreo. Las concentraciones más altas fueron encontradas en la temporada de secas con excepción del cadmio el cual se encontró en la temporada de lluvias, siguiendo este orden:

Plomo en el sitio de Tuxcacuesco en la temporada de secas con un valor de 2.18 mg/kg.

Cadmio en el sitio de Tonaya en la temporada de lluvias con una concentración de 3.18 mg/kg.

Mercurio en el sitio de Apulco en la temporada de secas con una concentración de 17.82 mg/kg rebasando 17 veces el límite máximo permisible de 1 mg/kg.

Arsénico en el sitio de Apulco en temporada de secas con un valor de 19.10 mg/kg rebasando 4 veces el límite máximo de 4.7 mg/kg.

Zinc en el sitio de Apulco en la temporada de secas con una concentración de 270.80 mg/kg rebasando tres veces el límite máximo de 83 mg/kg.

Cromo en el sitio de Apulco en temporada de secas con una concentración de 6.81 mg/kg rebasando drásticamente el límite máximo permisible de 0.1 mg/kg.

Como se puede apreciar en el sitio de Apulco se encontraron 4 de los valores más altos de todo el muestreo, mercurio, arsénico, zinc y cromo presentan concentraciones muy por arriba de los límites máximos permisibles y los cuatro en temporada de secas.

-Parámetros físico-químicos

Se presentan las concentraciones iónicas de aniones y cationes, así como la conductividad eléctrica y el pH en las aguas de las dos cuencas tributarias del río Tuxcacuesco, de los sitios de muestreo de lluvias y de secas (estiaje), expresadas en miliequivalentes, miligramos por litro y milimoles por litro (cuadro 5 y cuadro 6). Además se observa que el equilibrio electrolítico, entre aniones y cationes, es correcto debido a la diferencia de concentración menor a 2% (10).

Tomando en cuenta estos resultados el promedio de pH en las muestras de agua analizadas en la temporada de lluvias es de 8.26, esto nos dice que las aguas son ligeramente alcalinas. La desviación estándar (0.20) señala que hay poca variabilidad en los datos obtenidos de pH.

La conductividad eléctrica (CE) presenta un promedio de $0.40 \mu\text{S cm}^{-1}$, esto indica que las aguas muestreadas son de salinidad baja (11). La desviación estándar es $0.11 \mu\text{S cm}^{-1}$. Este valor señala dispersión de los datos respecto de la media debido a que algunas muestras presentan valores más altos que la mayoría. Conforme a los datos anteriores el promedio de pH en las muestras de agua analizadas en la temporada de secas es de 7.86, esto indica que las aguas son ligeramente alcalinas. La desviación estándar es de 0.18 y está indica que hay poca variabilidad en los datos obtenidos de pH.

La conductividad eléctrica (CE) presenta un promedio de $0.40 \mu\text{S cm}^{-1}$ y una desviación estándar de $0.11 \mu\text{S cm}^{-1}$. El promedio de CE indica que las aguas son de salinidad baja (10). La salinidad modifica la captación de los metales pesados, bajas salinidades, incrementan su disponibilidad y la incorporación debido a los cambios en la especiación química del metal, por los efectos del mismo en los mecanismos de regulación iónica en el organismo al bajar la salinidad (12).

No se aprecia relación entre el Ph y la conductividad eléctrica, lo que nos dice que la cantidad de sales no influye en los valores de Ph, por lo consiguiente la alcalinidad o acidez presente en el agua no dependen de la conductividad eléctrica. En ambos muestreos lo valores de Ph se encuentran por arriba de 8, varían de 8.01-8.44 los cuales son valores alcalinos La alcalinidad en el agua tanto natural como tratada, usualmente es causada por la presencia de iones carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^{-}), asociados con los cationes Na^{1+} , K^{1+} , Ca^{2+} y Mg^{2+} (13).

CONCLUSIÓN

En el caso de los sedimentos tres de los metales analizados superan el límite máximo permisible para la protección de la vida acuática los cuales son Cadmio en el cual todos los sitios en las dos temporadas están por arriba del límite, mercurio en el cual también todos los sitios en ambas temporadas muestreadas superan el valor límite permitido, y el arsénico en el cual dos sitios de la temporada de lluvias y dos de la temporada de secas superan el límite. Para el caso del plomo, zinc y cromo en ninguno de los sitios se superó el límite máximo permitido proporcionado por la Canadian Quality Sediment Guidelines. En los macroinvertebrados todos los metales analizados presentaron valores por arriba de los límites máximos permisibles, resultando el plomo, mercurio, cadmio y cromo con los valores más altos. En cuanto al índice de integridad biótica el cálculo arroja que el sitio con la mejor calidad y el más diverso es el de Tonaya. Tanto en sedimentos como en macroinvertebrados los valores más altos fueron encontrados en la temporada de secas. La cuenca tributaria del Río Tonaya presenta mejor calidad del agua bajo los resultados obtenidos, en la cuenca de Apulco se encontraron los valores más altos tanto en contenido de metales pesados en sedimento como en macroinvertebrados y la valoración más pobre conforme al IBI lo que nos indica el estado y la calidad en la que se encuentra esta cuenca.

La cuenca de Apulco está aportando agua de mala calidad en base a los resultados obtenidos en este estudio, esto es preocupante ya que esta cuenca no está propiciando la entrada de agua de buena calidad al cauce del río Tuxcacuesco, si consideramos que las cuencas tributarias funcionan como saneadoras de las aguas de los cauces principales esta cuenca no está realizando esta función al contrario estaría aportando contaminantes como los analizados en este trabajo.

Los resultados son preocupantes ya que mucha gente utiliza estas aguas para subsistir, es utilizada para riego agrícola, para recreación, e incluso algunos pobladores practican la pesca para obtener alimento. Esto último es muy importante por los problemas de salud que se pueden estar ocasionando por consumir ya sea agua o peces dentro de esta cuenca.

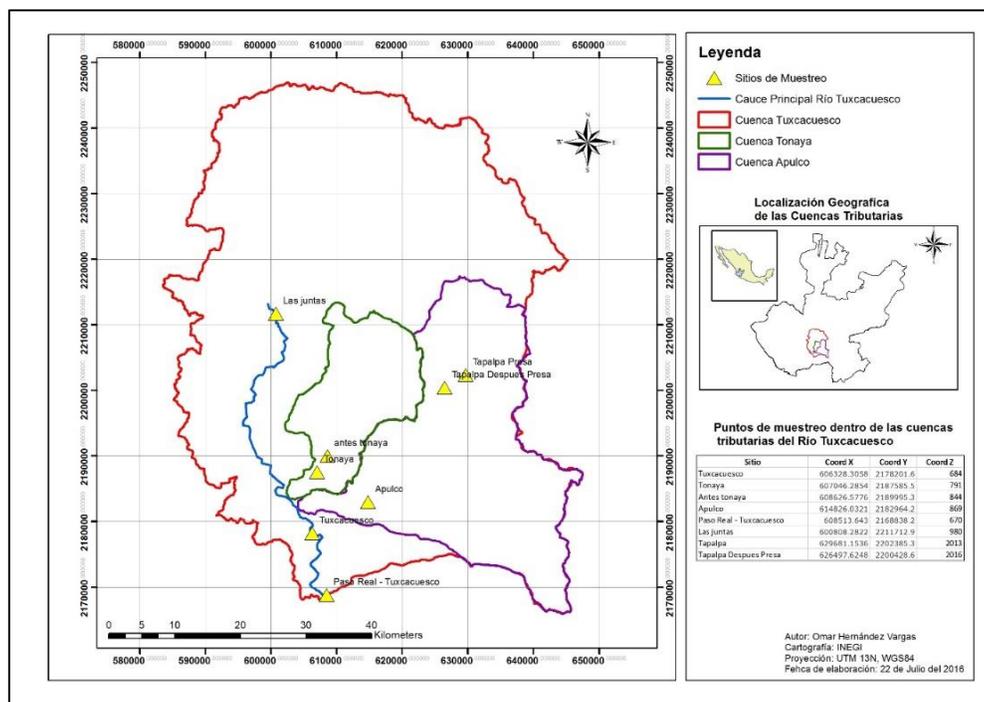
Consideramos que se deben de realizar estudios más exhaustivos en la parte alta y media de la cuenca para tratar de identificar las posibles causas de la contaminación y conocer si se pueden mitigar estos efectos adversos sobre el ecosistema acuático y ripario dentro de la cuenca de Apulco.

REFERENCIAS

1. SIERRA, C. A. (2011). Calidad del agua, evaluación y diagnóstico. Universidad de Medellín. Medellín-Colombia. Pp 456.
2. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), (2008). Programa Nacional Hídrico 2007-2012 (CONAGUA). 163 p.
3. GUZMÁN, A.M., (1997). Las Aguas Superficiales del Estado de Jalisco. Diagnóstico. Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Jalisco. Marco Físico. Instituto de Limnología. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. 125 pp.
4. PALOMERA-GARCÍA. (2012). Effects of land-use activities in the Ayuquila Rivers Fauna. Simon Fraser University. Department of Biological Sciences. 189 pp.
5. MARTINEZ RIVERA. L.M, D. Meza. A. Aguirre y J. Corza C. (2008). Impacto de Metales Pesados en el Ecosistema Acuático del Río Ayuquila. Universidad de Guadalajara. Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Autlán de Navarro, Jalisco. Octubre. 24 p.
6. MERRIT R.W., y CUMMINS K.W. (1996). Eds. An introduction of the aquatic insects of North America. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.
7. HENNE L.J., D.W. SCHNEIDER, y L.M. MARTINEZ-RIVERA. (2002). Rapid assessment of organic pollution in a west-central Mexican river using a family-level biotic index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45:613-632.
8. CQSG. Canadian Quality Sediment Guidelines. (2002). Consultado en <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226> el 24/08/2016
9. ZAMORA-MUÑOZ, C., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological indices BMWP' and APST' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Wat. Res.* 29(1): 285-290.
10. Greenberg A. E. (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th.
11. Richards, L. A. (1990). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos: Manual No. 60. Sexta reimpresión. Departamento de Agricultura de los EE.UU., Laboratorio de Salinidad. Limusa. México. 172 p.
12. RAINBOW, P. S., Huang, Z. G., Yan, S. K, y Smith, B. D. (1993). Barnacles as biomonitors of trace metals in the coastal water near Xiamen, China. *Asian Marine Biology.* 10: 109-121.
13. Barrios-Castillo I. M. (2014). Calidad de aguas naturales y residuales en el sistema hidrográfico Valle de Mezquital, Hidalgo, México. Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados, Montecillo Texcoco, México. 155 p.

ANEXOS

Figura 1.- Localización de la cuenca del Río Tuxcacuesco y los sitios de muestreo dentro de las cuencas tributarias Tonaya y Apulco.



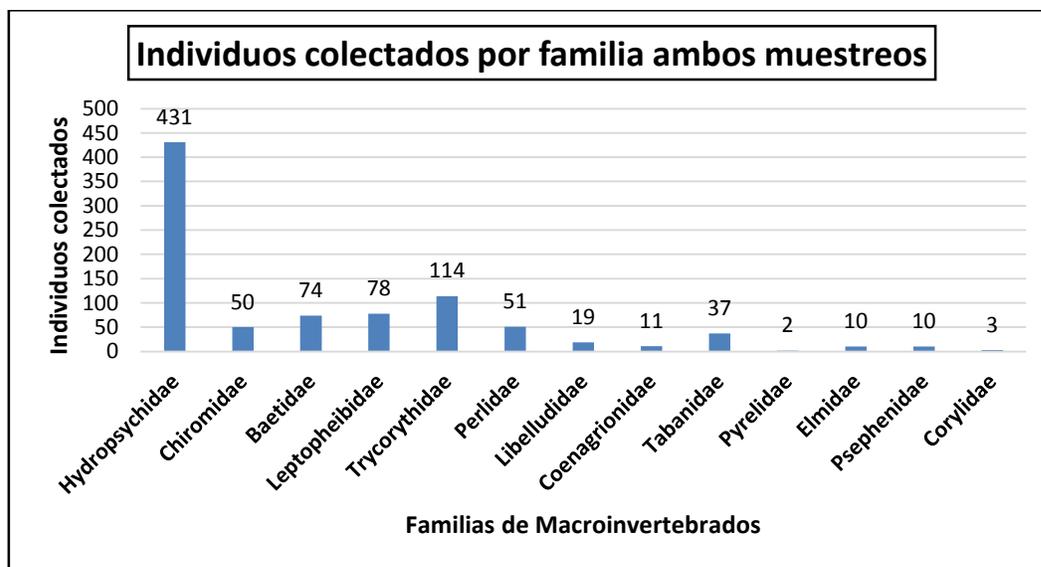
Cuadro 1.- Concentraciones de metales pesados en sedimento por sitio de muestreo y temporada de colecta.

Sitios	Nombre	ubicación Geográfica		Concentraciones de Metales (mg Kg-1)					
				Pb	Cd	Hg	As	Zn	Cr
				Lluvias					
1	Tuxcacuesco	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	1.913	0.630	7.482	5.034	17.330	14.368
2	Tonaya	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	2.276	0.851	7.087	3.033	24.233	12.729
3	Apulco	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	2.564	1.183	10.031	6.519	17.205	25.527
4	Paso Real	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	2.192	0.783	8.221	5.868	19.251	17.358
				Secas (Estiaje)					
5	Tuxcacuesco	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	2.340	0.736	7.451	4.455	17.625	14.751
6	Tonaya	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	2.584	1.100	8.034	6.442	17.681	12.682
7	Apulco	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	2.145	1.100	8.034	6.199	17.619	16.546
8	Paso Real	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	3.206	1.101	8.340	5.115	18.782	17.727
Límites Máximos Permitidos Canadian Sediment Quality Guidelines (2002)				30.2	0.6	2	5.4	123	37.3

Cuadro 2. Estadística y concentraciones promedio (ppm) de Plomo, Cadmio, Mercurio, Arsénico, Zinc y Cromo en sedimentos muestreados en la temporada de lluvias y secas (estiaje).

Metal	N	Media (DS)	Prueba t de student		Rango Mínimo-Máximo	Temporada Lluvias		Temporada de Secas	
			t 0.05 (2)	p		N	Promedio (DS)	N	Promedio (DS)
Plomo	8	2.35 (0.39)	2.57	0.13	1.913-3.206	4	2.236(0.26)	4	2.568(0.46)
Cadmio	8	0.89 (0.20)	2.44	0.17	0.630-1.183	4	0.861(0.23)	4	1(0.18)
Mercurio	8	8 (0.89)	3.18	0.37	7.087-10.031	4	8.205(1.30)	4	7.96(0.37)
Arsénico	8	5.03 (1.01)	2.57	0.32	3.03-6.519	4	5.113(1.51)	4	5.55(0.93)
Zinc	8	18.50 (2.34)	3.18	0.20	17.205-24.233	4	19.504(3.28)	4	17.92(0.57)
Cromo	8	15.73 (4.14)	2.77	0.26	12.682-17.727	4	17.495(5.68)	4	15.42(2.20)

Figura 2. Individuos colectados por familia en temporada de secas (estiaje) y lluvias.



Cuadro 3. Macroinvertebrados colectados por sitio, temporada y cálculo del índice biótico

Sitios	Nombre	ubicación Geográfica		Índice Biótico IBI			H'
				Individuos	Familias	IBI	
				Lluvias			
1	Tuxcacuesco	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	118	9	4.15	1.46
2	Tonaya	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	134	8	3.38	0.88
3	Apulco	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	211	5	3.21	0.38
4	Paso Real	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	42*	2	5.25	0.78
				Secas (Estiaje)			
5	Tuxcacuesco	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	169	5	4.08	1
6	Tonaya	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	128	5	4.75	1.56
7	Apulco	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	53*	5	5.30	1.12
8	Paso Real	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	73*	5	4.43	1.01
<p>Parámetros índice biótico IBI: 0.0-3.75 (Excelente), 3.76-4.25 (Muy bueno), 4.26-5.00 (Bueno), 5.01-5.75 (Regular), 5.76-6.50 (Regular pobre), 6.51-7.25 (Pobre), 7.26-10 (Muy pobre).</p> <p>H': Índice Shannon-Wiener</p>							

Cuadro 4. Concentraciones de metales pesados en Macroinvertebrados por grupo funcional, sitio de muestreo

Sitio	Nombre	Grupo Funcional	Ubicación Geográfica		Concentraciones de metales (mg kg-1)					
					Pb	Cd	Hg	As	Zn	Cr
					Lluvias					
1	Tuxcacuesco	CG	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	0.472	0.634	12.479	2.139	51.293	3.435
2	Tonaya	CG	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	0.894	2.423	6.373	0.449	75.930	2.749
2	Tonaya	PR	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	0.914	3.184	5.261	1.550	118.614	1.363
3	Apulco	CG	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	1.305	0.658	11.516	4.613	46.206	3.743
3	Apulco	PR	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	0.928	0.194	5.218	5.194	53.241	1.321
4	Paso Real	PR	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	1.070	0.077	3.657	1.300	11.402	2.016
					Secas (Estiaje)					
1	Tuxcacuesco	PR	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	0.845	0.315	5.343	5.451	73.779	2.183
1	Tuxcacuesco	CG	19°41'47.0" N	103°59'07.8" W	2.186	0.498	12.384	8.149	83.308	3.314
2	Tonaya	PR	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	1.027	2.393	2.465	4.604	132.361	0.547
2	Tonaya	CG	19°46'52.1" N	103°58'41.2" W	1.271	0.707	3.650	1.682	155.803	0.760
3	Apulco	PR	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	0.595	0.143	17.822	19.929	270.771	6.813
3	Apulco	CG	19°44'20.2" N	103°54'14.9" W	1.543	0.088	12.013	3.640	43.962	4.936
4	Paso Real	PR	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	1.544	0.334	2.585	3.090	52.058	0.476
4	Paso Real	CG	19°36'42.0" N	103°57'54.7" W	1.338	0.523	5.347	1.877	29.031	1.368
Límites máximos permitidos por NOM-031-SSA1-1993					1	0.5	1			
Límites máximos permitidos por JECFA 2010								4.7	83	0.1
Grupos funcionales: CG Colectores raspadores, PR Depredadores.										

y temporada de colecta.

Cuadro 5. Estadística y concentraciones promedio (ppm) de Plomo, Cadmio, Mercurio, Arsénico, Zinc y Cromo en macroinvertebrados muestreados en la temporada de lluvias y secas (estiaje).

Metal	N	Media (DS)	Prueba t de student		Rango Mínimo-Máximo	Temporada Lluvias		Temporada de Secas	
			t 0.05 (2)	p		N	Promedio (DS)	N	Promedio (DS)
Plomo	14	1.06 (0.43)	2.20	0.05	0.472-2.186	6	0.931(0.27)	8	1.294(0.49)
Cadmio	14	0.47 (1.01)	2.36	0.18	0.077-3.184	6	1.195(1.28)	8	0.625(0.74)
Mercurio	14	6.31 (4.7)	2.17	0.45	2.465-17.822	6	7.417(3.66)	8	7.701(5.65)
Arsénico	14	3.07 (4.89)	2.26	0.07	0.449-19.929	6	2.541(1.91)	8	6.053(5.98)
Zinc	14	65.96 (66.8)	2.22	0.09	11.402-270.771	6	59.448(35.66)	8	105.134(79.78)
Cromo	14	1.90 (1.81)	2.22	0.45	0.476-6.813	6	2.438(1.03)	8	2.550(2.31)

Cuadro 6. Concentración iónica de las aguas de las dos cuencas tributarias del Río Tuxcacuesco en lluvias.

Nombre	pH	C.E.	Ca⁺²	Mg⁺²	Na⁺	K⁺	Suma mmol L⁻¹	CO₃²⁻	HCO₃⁻	Cl⁻	SO₄²⁻	Suma mmol L⁻¹	% diferencia cargas
Tuxcacuesco	8.11	0.419	5.27	16.00	2.87	0.59	24.72	0.00	13.70	5.75	5.18	24.63	0.18
Tonaya	8.44	0.504	5.03	25.94	0.58	0.17	31.72	4.88	17.80	4.61	3.20	30.49	1.98
Apulco	8.43	0.235	3.19	26.00	2.48	0.43	32.11	4.94	18.11	4.86	3.23	31.14	1.53
Paso Real	8.07	0.432	4.95	19.81	3.48	0.54	28.78	0.00	18.51	5.53	3.87	27.90	1.55
Promedio	8.26	0.40	4.61	21.94	2.35	0.43		2.45	17.03	5.19	3.87		
Media	8.27	0.43	4.99	22.88	2.67	0.49		2.44	17.95	5.19	3.55		
Desviación	0.20	0.11	0.95	4.91	1.25	0.19		2.83	2.24	0.54	0.93		

Cuadro 7. Concentración iónica de las aguas de las dos cuencas tributarias del Río Tuxcacuesco en secas.

Nombre	pH	C.E.	Ca⁺²	Mg⁺²	Na⁺	K⁺	Suma mmol L⁻¹	CO₃²⁻	HCO₃⁻	Cl⁻	SO₄²⁻	Suma mmol L⁻¹	% diferencia a cargas
Tuxcacuesco	8.12	0.423	8.66	25.21	3.13	1.05	38.06	0.00	23.74	7.14	6.53	37.41	0.85
Tonaya	8.28	0.513	8.50	20.21	2.13	0.67	31.51	0.00	21.34	5.53	3.72	30.58	1.49
Apulco	8.41	0.246	8.18	25.34	1.91	0.72	36.16	5.85	19.07	5.61	4.91	35.43	1.01
Paso Real	8.01	0.427	7.47	31.47	3.22	0.51	42.66	0.00	26.47	8.32	6.68	41.47	1.41
Promedio	8.21	0.40	8.20	25.56	2.60	0.74		1.46	22.66	6.65	5.46		
Media	8.20	0.43	8.34	25.28	2.63	0.69		0.00	22.54	6.38	5.72		
Desviación	0.18	0.11	0.53	4.61	0.67	0.23		2.92	3.18	1.34	1.41		

Capítulo VI. Determinación del efecto de la salinidad en el proceso germinativo de higuierilla (*Ricinus communis* L.) expuesto a vertidos de procesos de desalinización

Martínez Torres T. S.* , Dévora Isiordia G. E.* , Meza Escalante E. R., Álvarez Sánchez J. y Cuevas Salazar O.
*tat_sar23@hotmail.com, german.devora@itson.edu.mx

RESUMEN

El incremento poblacional ha propiciado una disminución en la cantidad de agua para consumo humano a nivel mundial, por lo que se han buscado alternativas para abastecer esta necesidad, siendo la desalación un proceso por el cual aguas marinas y salobres pueden convertirse en agua aprovechable por los humanos, la agricultura o incluso la industria. Sin embargo, esta tecnología genera un residuo denominado salmuera que puede llegar afectar a la flora y fauna del sitio donde se descargue por sus altas concentraciones de salinidad. Por lo tanto, el objetivo de este estudio es determinar las concentraciones de sales a las que puede ser tolerante la flora del sitio de descarga de una planta desalinizadora, mediante pruebas ecotoxicológicas, que den respuesta al efecto que tiene la salinidad en el proceso germinativo de higuierilla. De esta manera, se realizaron bioensayos con semillas de higuierilla a diferentes concentraciones de salinidad, se contabilizaron las semillas germinadas y se midió la radícula e hipocótilo a cada plántula (Figura 1). Por lo que, a concentraciones entre 0.10 y 5 dS/m las plántulas se desarrollaron de una manera favorable, siendo una especie moderadamente tolerante a la salinidad, pero a partir de 10 dS/m comienza una disminución en su desarrollo. Lo anterior indica que las concentraciones de salinidad en el agua de descarga de la planta desalinizadora en la zona del Valle del Yaqui, Sonora; México tiene un efecto negativo en la flora presente del sitio de descarga y es importante contar con un método de disposición final de la salmuera.

ABSTRACT

The population increase has caused a decrease in the amount of water for human consumption worldwide. To supply this need, alternatives has been sought, being desalination a process where marine and brackish water can become usable for humans, agriculture or even in the industry. However, this technology generates a residuum named brine that can affect the flora and fauna of the site where it is discharged due to its high concentrations of salinity. Therefore, the objective of this study is to determine the concentrations of salts which can be tolerated by the flora of the discharged site from desalination plant through ecotoxicological tests that respond to the effect of salinity on the germinating process of Castor plant. Thus, ecotoxicological bioassays were performed using Castor seeds exposed to different concentrations of salinity, then the germinated seeds were counted as well as the radicle and hypocotyl were measured of each seedling. As a result it was found that at concentrations between 0.10 and 5 dS/m seedlings grew in a favorable manner being a specie moderately tolerant to salinity but from 10 dS/m begins a decrease in its performance which indicates that the concentrations of salinity in the discharged water from the desalination plant in the zone of Valle del Yaqui, Sonora; Mexico has a negative effect on the present flora of the discharged site and is important to have a method of disposal of the brine.

INTRODUCCIÓN

Debido a la escasez de agua que se está presentando en la actualidad alrededor del mundo, la desalación de agua de mar o salobre se ha convertido en una de las soluciones con más auge a nivel mundial, siendo un generador prioritario de recursos hídricos en cantidad y calidad, tanto para consumo humano como para uso agrícola e industrial (1).

La desalación por ósmosis inversa (OI) ha sido el método que más se ha implementado, el cual consiste en impulsar agua de mar o agua salobre a través de una bomba de alta presión y como consecuencia se obtiene el paso del agua pura por medio de una membrana, apartando las sales en una corriente de concentrado (2). Por lo tanto, en una parte se recibe agua producto sin presencia de sales, y por otro un producto secundario compuesto por una salmuera de elevada salinidad y otros aditivos que se emplean en el proceso de desalación (3; 4; 5; 6).

El agua rechazo, mejor conocido como salmuera, no contienen productos contaminantes en proporciones significativas, sino únicamente las mismas sales naturales marinas a mayor concentración, con una salinidad aproximadamente un 80% superior a la del agua de mar (7).

La salmuera es vertida principalmente al medio marino, pudiendo afectar a los organismos que habitan en dicho ecosistema (8; 5; 9; 10). A su vez, si no se cuenta con un método de disposición del agua rechazo también puede afectar a la fauna y a las tierras de cultivo que se encuentren cerca de la zona, reduciendo sus poblaciones y ocasionando su deceso, siendo la salinidad de los suelos un grave problema para la agricultura mundial, afectando entre un 40-50 % de toda el área agrícola del planeta (11; 12).

Se han realizado pocos estudios acerca de las consecuencias que la desalación puede ocasionar sobre el medio ambiente, en específico en flora y fauna, las cuales puede resultar graves, ya que si no se realiza una gestión apropiada del mismo, las probabilidades de ocasionar un riesgo de impacto considerable se incrementan (13).

Para conocer el efecto de la salmuera se utilizan bioensayos ecotoxicológicos, que son técnicas utilizadas para la evaluación de los efectos tóxicos agudos o crónicos, tanto de sustancias químicas conocidas como de muestras ambientales de composición incierta. Estas pruebas de toxicidad miden el efecto de uno o más contaminantes sobre las especies y consiste en la exposición de los organismos de ensayo a concentraciones crecientes de un agente tóxico para determinar algún cambio en éstos en un cierto período de tiempo (14).

El objetivo de esta investigación es determinar las concentraciones de sales a las que puede ser tolerantes la flora de la zona de estudio del Valle del Yaqui, expuesta a vertidos de procesos de desalinización, mediante pruebas ecotoxicológicas, que den respuesta al efecto que tiene la salinidad en el proceso germinativo de higuierilla.

MATERIALES Y MÉTODO

La investigación se llevó a cabo en el campo experimental 1814, ubicado en la zona agrícola del Valle del Yaqui, en Cd. Obregón, Sonora, México con coordenadas Oeste: 109°52'16.6'' Norte: 27°11'21.1'' (Figura 2).

Se realizaron bioensayos crónicos de germinación con higuierilla a diferentes concentraciones de salinidad. Se desarrolló un diseño experimental con un solo factor con $a= 6$ niveles del factor y $n= 4$ réplicas. Donde a es la concentración de salinidad (tratamientos) y es de tipo cuantitativo: 0.1, 0.75, 2, 4, 5 y 10 dS/m, obteniendo un total de 24 unidades experimentales (Tabla 1).

Se colocaron 80 semillas en dos charolas de germinación, se introdujo 6.7 g de tierra para semillero a cada cavidad en la charola, posteriormente se inyectaron 15 mL de la solución del tratamiento y se cubrieron las charolas con plástico film. Se mantuvo una temperatura constante aproximadamente de 21°C para todos los tratamientos y a los siete días se registró el número de semillas que germinaron normalmente y las que no germinaron, considerando como criterio de germinación la

ruptura de la cáscara de la semilla. Para medir la longitud de la radícula e hipocótilo se utilizó un calibrador digital vernier de 6” milimétrico y standard TRUPER CALDI-6MP. La medida de elongación de la radícula se consideró desde el nudo (región más engrosada de transición entre la radícula y el hipocótilo) hasta el ápice radicular. La radícula forma la raíz primaria y la medida de elongación del hipocótilo se consideró desde el nudo hasta el sitio de inserción de los dos cotiledones (14).

Se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) utilizando el software MINITAB 14 para determinar si las medias de las mediciones de radícula e hipocótilo eran iguales, una vez que se demostró que no había igualdad, se utilizó un método de comparaciones múltiples (Fisher) para determinar si había igualdad entre algunas de ellas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentraciones de salinidad óptimas para la siembra de higuera

Los mejores resultados obtenidos en los bioensayos de germinación con respecto a la radícula se obtuvieron en la concentración de 0.1 dS/m y los más pequeños en la concentración de 10 dS/m presentando quemaduras (Figura 3).

En las medidas del hipocótilo la concentración de 0.75 dS/m obtuvo los resultados más altos y los valores más bajos se obtuvieron en la concentración de 10 dS/m presentando casi su inexistencia (Figura 4).

Porcentaje germinativo en los tratamientos

El porcentaje de germinación en todos los tratamientos fue muy variable, el rango osciló entre 92% y 99% (Tabla 2). La concentración de 0.75 dS/m fue la de mayor porcentaje con 98.75 dS/m y las concentraciones de 2 dS/m y 4 dS/m las de menor porcentaje con 92.5%, debido a que las semillas fueron recolectadas directamente del campo y no garantizaban un 100% de germinación.

Análisis de Varianza (ANOVA)

Se demostró que no había igualdad entre las medias de radícula e hipocótilo ($P=0.05$). Dado que el valor de P fue menor que el nivel de significancia ($\alpha=0.05$). El Análisis de Varianza para radícula e hipocótilo se muestra en las tablas 3 y 4.

Método de Fisher

Las medias con similitudes en el caso de la radícula fue la concentración de 0.75 dS/m y 4 dS/m, así como la de 4 dS/m y 5 dS/m. No se encontraron medias con similitudes en el hipocótilo (Tabla 5).

Radícula

Las medidas de radícula tienden a disminuir conforme la salinidad aumenta, estos resultados concuerdan a lo reportado por Foti *et al.* (16), quienes encontraron que en tratamientos con diversas concentraciones de NaCl se presentan diferencias altamente significativas, en cuanto a la longitud radicular en Rúcula, la cual disminuyó a medida que aumentó la concentración salina.

Hipocótilo

Las medidas obtenidas en el hipocótilo fueron menores que las de la radícula, lo cual, según Huez *et al.* (17), en un estudio sobre el efecto de un extracto vegetal en la germinación de semillas de chile (*Capsicum annuum L.*) bajo condiciones salinas, el crecimiento de la radícula fue menos susceptible a las condiciones salinas del medio que el hipocótilo. Lo anterior podría estar relacionado con el hecho de que el ajuste osmótico ocurre primeramente en la raíz (18).

Germinación

Aunque la concentración de 10 dS/m presentó un porcentaje de germinación alto, fue la que presentó longitudes radicales y de hipocótilo muy cercanas al cero de crecimiento, lo que indica que a salinidades de 4, 5 dS/m la higuera es moderadamente-tolerante, pero a 10 dS/m ya no es conveniente el proyectar germinación y siembra de higuera, por ser tóxico para la planta (Figura 5).

En un estudio realizado en Venezuela con semillas de parchita (*Passiflora edulis f. flavicarpa*) sometidas a diferentes concentraciones de salinidad (0.01, 0.75, 2.5, 4.5 y 6.5 dS/m) se obtuvo a los 18 y 20 días un porcentaje de germinación final de 89% en el tratamiento de 0.01 dS/m, seguidos de 87 y 86% con el de 0.75 dS/m y 2.5 dS/m y los valores menores se registraron en las concentraciones de 4.5 y 6.5 dS/m siendo de 44 y 29% (19).

Relación entre el efecto de la salinidad y el desarrollo de la etapa germinativa

Al igual que en la radícula, las medidas decrecen al aumentar la concentración de salinidad. La tendencia a disminuir de los valores de la radícula e hipocótilo se debe a que la presencia de sal disminuye la absorción de agua y de los nutrientes que son importantes del suelo. Una vez que la sal es acumulada dentro de la planta, el sodio es tóxico para una variedad de procesos metabólicos, incluyendo enzimas que participan en la fotosíntesis (20). En este trabajo se demuestra que la higuera es una especie moderadamente tolerante a la salinidad.

Estudios realizados en Brasil y en Argentina reportan que la tolerancia de higuera a la salinidad durante la germinación comienza a disminuir significativamente a partir de un rango de valores de entre 11 a 13 dS/m (21; 22). Sin embargo, en una investigación en la Región Nordeste de Brasil, las plantas de higuera sometidas a distintas concentraciones de salinidad, se vieron afectadas sensiblemente con la aplicación de agua salina a la concentración de 4.8 dS/m, reduciendo el consumo diario de agua de las plantas, el nacimiento de las hojas y el tamaño de la planta. Así mismo, a concentraciones bajas de salinidad (0.12, 0.8 dS/m) las plantas se desarrollaron mejor que las que tuvieron mayor concentración, tales concentraciones coinciden con las utilizadas en este trabajo (23).

Análisis estadístico

Según en la guía para cultivar higuera en Jalisco por SAGARPA e INIFAP (24), la higuera es una especie ligeramente tolerante a la salinidad (25). En cambio, el método de Fisher demuestra que puede llegar a ser moderadamente tolerante a la salinidad. Por lo tanto, es importante que los agricultores tomen en cuenta reportes estadísticos por parte de las universidades y centros de investigación, para tener una visión más clara acerca de que es posible obtener resultados favorables en los cultivos de higuera a concentraciones entre 0.1 y 5 dS/m en el Estado de Sonora.

CONCLUSIÓN

La planta de higuera es una especie moderadamente tolerable a la salinidad, ya que a las concentraciones de 4 y 5 dS/m se desarrolló de una manera favorable al momento de la germinación; sin embargo, a concentraciones mayores de 10 dS/m su desarrollo disminuye considerablemente. En este sentido de análisis, las pruebas ecotoxicológicas confirman que la radícula y el hipocótilo son afectados en su crecimiento, siendo el hipocótilo quien presentó los daños más severos de crecimiento, por efecto del incremento de la salinidad a la que fue expuesta.

Por otra parte, las concentraciones de salinidad de las descargas de salmuera de la planta desalinizadora ubicada en el campo experimental 1814, de la zona agrícola del Valle del Yaqui, superan los 10 dS/m, lo que ocasiona un impacto ambiental negativo en la flora presente en el sitio de descarga, sin embargo existe una dilución natural del sitio de descarga, al encontrar el vertido de salmuera otros aportes de agua, provenientes de canales de drenaje, o de lavados de campo cercanos al punto de descarga. Actualmente no se cuenta con una disposición final adecuada de la salmuera,

por lo que para mitigar el impacto ambiental sobre el sitio de descarga es importante implementar un método de reutilización del agua de rechazo de la desaladora.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por Fundación Produce Sonora, AC para llevar la realización de este proyecto de investigación, con folio de aprobación 26-2012-0030. De la misma manera se agradece al Ing. Fructuoso Alejandro Méndez González, quien participó como agricultor cooperante facilitando terreno agrícola y pozo de alimentación a planta desaladora.

REFERENCIAS

1. Martínez, J. (2006). Impacto ambiental de la desalación. En III congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente "Agua, Biodiversidad e Ingeniería" Zaragoza, pp. 1-15.
2. Díaz A., Ruiz M., Otero A., Carballo M., y Benito, M. (2010). Diseño de una Desaladora de agua de mar de 60.000 m³/d con pretratamiento de ultrafiltración. EOI, 31 p. ECOAGUA. (2009). Desalación mediante osmosis inversa, 164 p.
3. Höpner, T. & Windelberg J. (1996). Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants. *Desalination* 108, pp. 11-18.
4. Morton, A., Callister I., & Wade, N. (1996). Environmental impacts of seawater distillation and reverse osmosis processes. *Desalination* 108, pp. 1-10.
5. García, E., y Ballesteros, E. (2001). El impacto de las plantas desalinizadoras sobre el medio marino: la salmuera en las comunidades bentónicas mediterráneas. In Conferencia Internacional: El Plan Hidrológico Nacional y la Gestión Sostenible del Agua. Aspectos medioambientales, reutilización y desalación. Zaragoza, Junio 2001. 10 pp.
6. Lattemann, S. & Höpner T. (2003). Seawater desalination. Impacts of brine and chemical discharges on the marine environment. *Desalination Publications, L'Aquila, Italia*, 142 p.
7. Estevan, A. (2007). Desalación, energía y medio ambiente. Fundación Nueva Cultura del Agua, Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Universidad de Sevilla y Ministerio de Medio Ambiente, pp. 1-43.
8. Del Bene, J., Jirka G., & Largier J. (1994). Ocean brine disposal. *Desalination* 97, pp. 365-372.
9. Einav, R., & Lokiec, F. (2003). Environmental aspects of a desalination plant in Ashkelon. *Desalination* 156, pp.79-85.
10. Purnama, A., Al-Barwani, H., & Al-Lawatia, M. (2003). Modeling dispersion of brine waste discharges from a coastal desalination plant. *Desalination* 155, pp. 41-47.
11. González, L. M.; Zamora, A. y Céspedes, N. (2000). Análisis de la tolerancia a la salinidad en variedades de *Vigna unguiculata* sobre la base de caracteres agronómicos, la acumulación de iones y el contenido de proteína. *Cultivos Tropicales*, vol 21, no 1, pp. 47-52.
12. Cristo, E., González, M. C., Cárdenas, R. M., y Pérez, N. (2001). Comunicación corta evaluación de la tolerancia a la salinidad en el estado juvenil de tres nuevas líneas de arroz (*Oryza sativa* L.) utilizando marcadores morfoagronómicos. *Cultivos Tropicales*, 22(2), pp. 43-45.
13. De Santa Olalla Mañas, F. M., López Fuster, P., y Calera Belmonte, A. (2005). Agua y agronomía. Mundi-Prensa Libros, 606 p.
14. Larraín, A. (1995). Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: Importancia de los Bioensayos de Toxicidad. *Revista Ciencia y Tecnología del Mar. Cona (N° Especial)*, pp. 39-47.
15. Sobrero, M. C., y Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. IDRC/IMTA. Canadá*, Capítulo, 4, pp. 71-79.
16. Foti, M. N., Billard, C. E., y Lallana, V. H. (2005). Bioensayos de germinación con semillas de rúcula y lechuga para monitoreo de calidad de agua. *Revista Científica Agropecuaria*, 9(1), pp. 47-53.
17. Huez Lopez, M. A., Samani, Z., Lopez Elías, J., Álvarez Aviles, A., y Preciado Flores, F. (2008). Efecto de un extracto vegetal en la germinación de semillas de chile (*Capsicum annuum* L.) bajo condiciones salinas. *Biotecnia*, 10(3), 11-19.
18. Shalhever, J., Huck, M. G., & Schroeder, B. P. (1995). Root and shoot growth responses to salinity in maize and soybean. *Agronomy Journal*, 87(3), 512-516.
19. Meza, N., Arizaleta, M., & Bautista, D. (2007). Efecto de la salinidad en la germinación y emergencia de semillas de parchita (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa*). *Revista de la Facultad de Agronomía*, 24(1), 69-80.

20. Barkla, B. J., Vera-Estrella, R., Balderas, E., & Pantoja, O. (2007). Mecanismos de tolerancia a la salinidad en plantas. *Biocnología*, 14, 263-272.
21. Dos Santos; H.O.; R. Silva-Mann; T.M. Andrade; P.C. Chaves Cortes e M.V. Cunha Bispol. (2008). Potencial germinativo de sementes de mamona (*Ricinus communis L.*) submetidas a estresse salino. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 3, Salvador. *Energía e ricinoquímica: Resumos*. Salvador: SEAGRI: Embrapa Algodão, pp. 1-4.
22. Dolzán, A.L. (2008). Respuesta a la temperatura, al potencial agua y a la salinidad en semillas de ricino (*Ricinus communis L.*). Trabajo de Intensificación para obtener el grado de Ingeniero Agrónomo, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 28 pp.
23. Marengo C., Viera C., dos Santos, D., de-Lira, V., y dos-Santos, J. (2012). Estimación de la evapotranspiración del ricino (*Ricinus communis L.*) cv. BRS Energía regado con diferentes niveles de agua salina. *Agrociencia*, 46(4), 321-331.
24. González Ávila, A., García Mariscal, K. D. L. P., Hernández García, M. A., Rico Ponce, H. R., Hernández Martínez, M., Solís Bonilla, J. L. & Zamarripa Colmenero, A. (2011). Guía para cultivar Higuierilla (*Ricinus communis L.*) en Jalisco, 52 p.
25. FAO (1994). ECOCROP 1. The adaptability level of the FAO crop environmental requirements database. Version 1.0. AGLS. Rome, FAO.

Tabla 1. Diseño experimental de un solo factor

	<i>a1</i>	<i>a2</i>	<i>a3</i>	<i>a4</i>	<i>a5</i>	<i>a6</i>
Higuerilla	****	****	****	****	****	****

Dónde *a*-Niveles del factor, *-Réplicas.

Tabla 2. Porcentajes de germinación en los tratamientos.

Concentración de salinidad (dS/m)	Porcentaje de germinación (%)
0.10	93.75
0.75	98.75
2.00	92.50
4.00	92.50
5.00	98.00
10.00	96.25

Tabla 3. Análisis de Varianza (ANOVA) de radícula.

Fuente de variación	DF	SS	MS	F	P	Nivel de significancia
Factor	5	1518.9	303.8	22.34	0	0.05
Error	474	6444.7	13.6			
Total	479	7963.6				

Dónde: DF-Grados de libertad, SS-Suma de cuadrados, MS-Varianza, F-Distribución F, P-Valor P

Tabla 4. Análisis de Varianza (ANOVA) de hipocótilo.

Fuente de variación	DF	SS	MS	F	P	Nivel de significancia
Factor	5	1048.1	209.62	130.82	0	0.05
Error	474	759.54	1.6			
Total	479	1807.7				

Dónde: DF-Grados de libertad, SS-Suma de cuadrados, MS-Varianza, F-Distribución F, P-Valor P

Tabla 5. Diferencia de medias entre los tratamientos respecto a la radícula e hipocótilo.

Concentración de salinidad (dS/m)	Promedio longitud radícula (cm)	Promedio longitud hipocótilo (cm)
0.10	8.3071 ^a	4.2600 ^a
0.75	6.8776 ^b	5.3392 ^b
2.00	4.7615 ^c	1.9991 ^c
4.00	6.6167 ^{bd}	2.7593 ^d
5.00	5.7050 ^d	3.3122 ^e
10.00	2.6714 ^e	0.7820 ^f

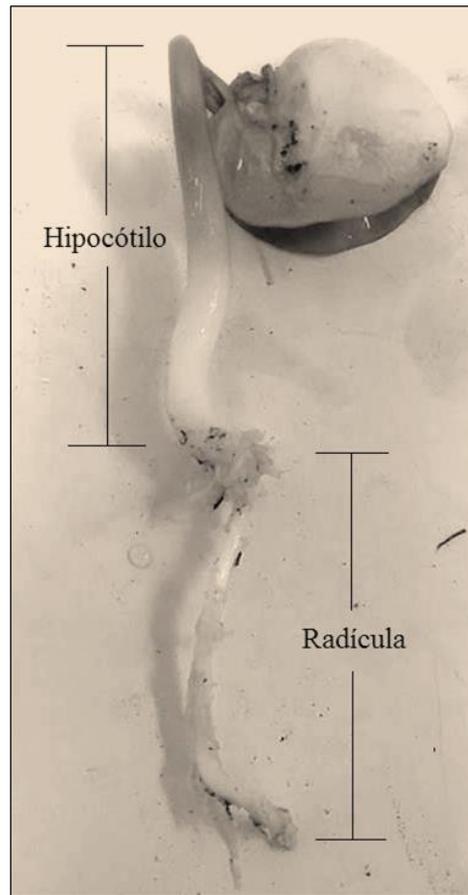


Figura 1. Esquema de radícula e hipocótilo de la planta de higerilla.

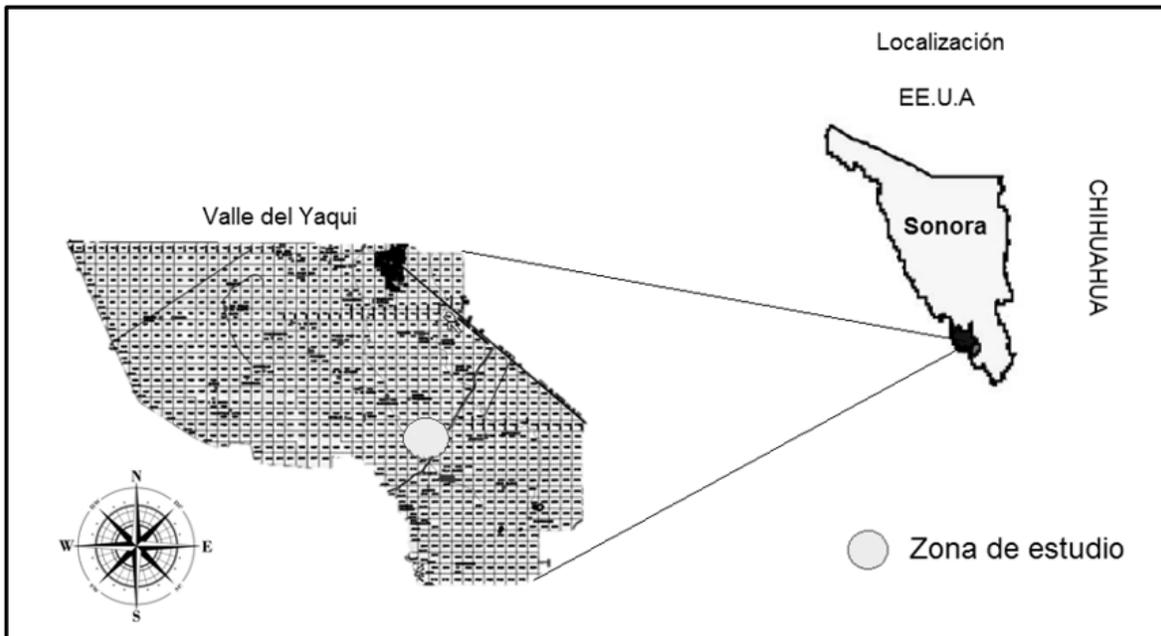


Figura 2. Localización geográfica de la zona de estudio.

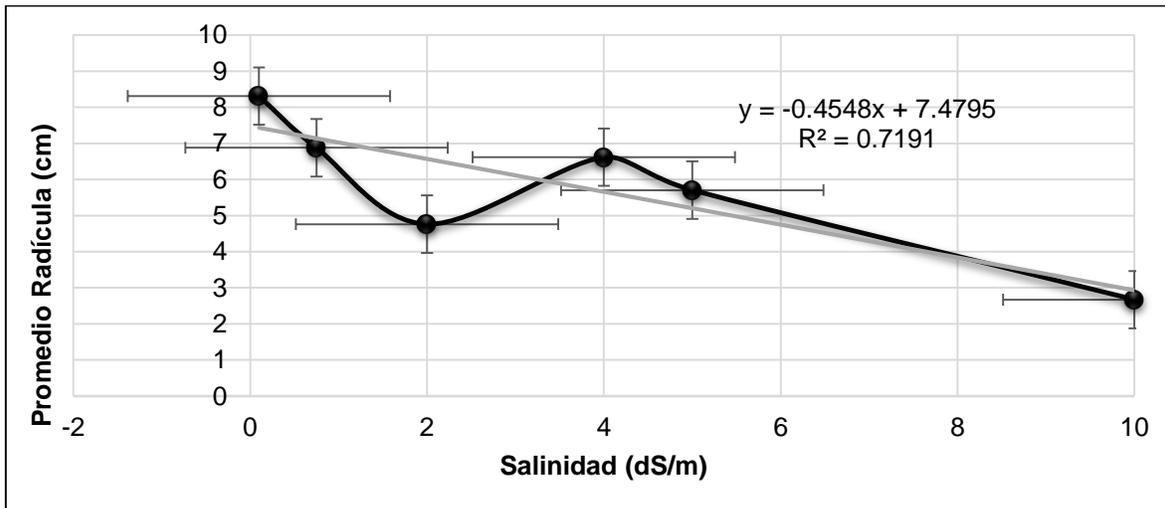


Figura 3. Relación de la concentración de salinidad con respecto al promedio de las mediciones de radícula de la planta de higuera.

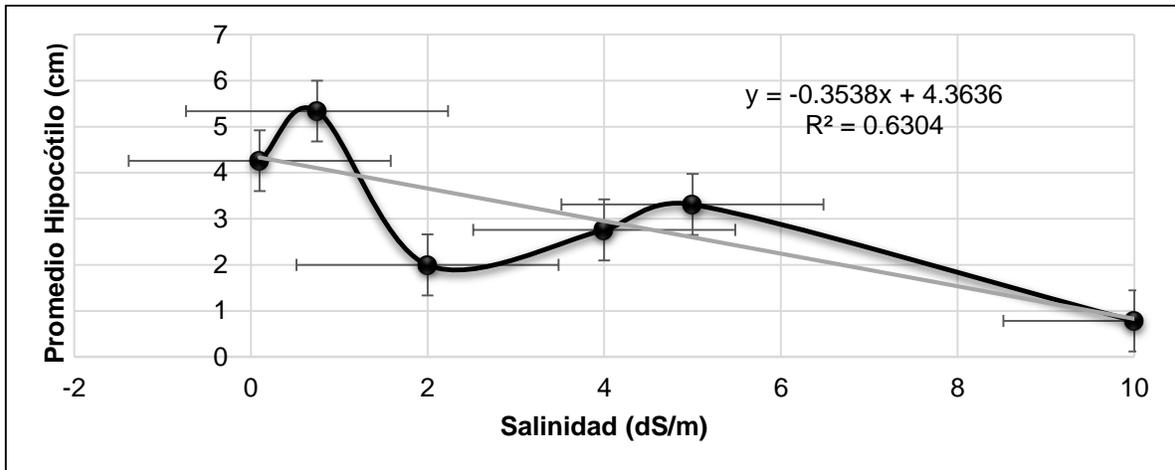


Figura 4. Relación de la concentración de salinidad con respecto al promedio de las mediciones de hipocótilo de la planta de higuera.

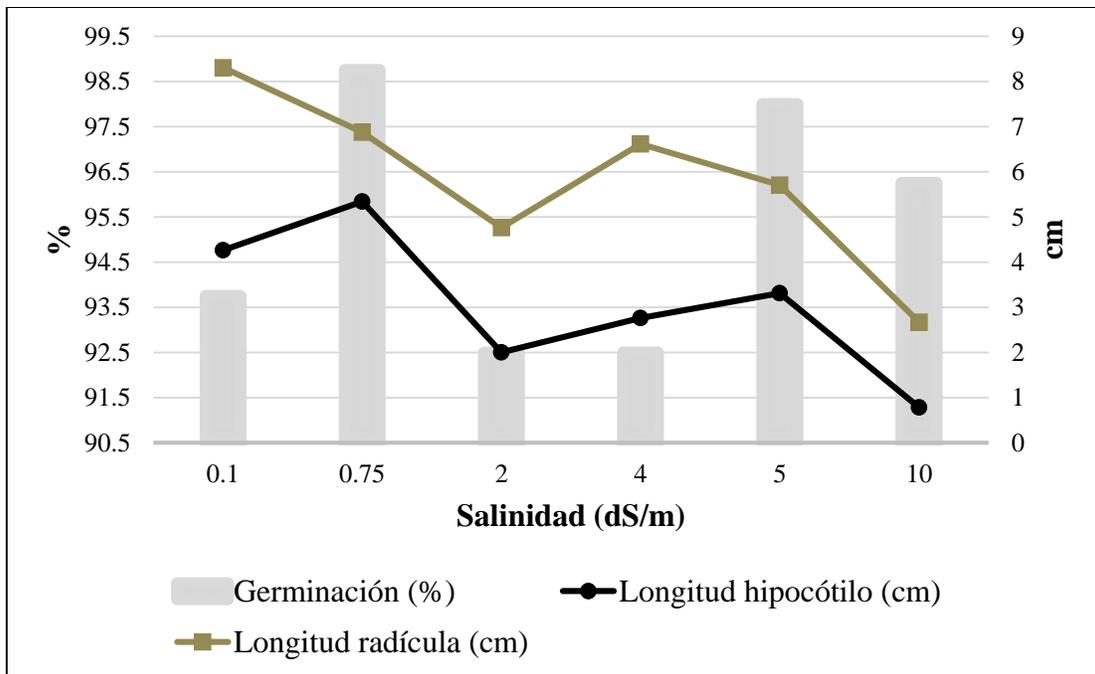


Figura 5. Comparación del porcentaje de germinación (%) con respecto a la longitud de radícula e hipocótilo (cm).

Capítulo VII. Medición de la calidad fisicoquímica del agua usada en el cultivo de peces de agua dulce en el Valle del Yaqui

Miranda Wilson A., Angulo Inzunza R. y Muñoz Antillo A.
*andresmirandaw@hotmail.com

RESUMEN

El presente trabajo fue realizado en el Laboratorio de Ecodesarrollo del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) Unidad Centro, ubicado en Ciudad Obregón, Sonora. Se realizó con el fin evaluar la calidad fisicoquímica del agua en la cual se cultivan especies de peces de agua dulce en un sistema de estanques de cultivo mixto de lobina negra *Micropterus Salmoides* y tilapia roja *Oreochromis Sp* para conocer su calidad fisicoquímica. El experimento partió desde una serie de estanques donde se cultivan dichos organismos y las muestras fueron llevadas al laboratorio para su posterior análisis. Los parámetros fisicoquímicos evaluados en esta investigación fueron salinidad, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto. Temperatura, pH y conductividad eléctrica, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, cloruros, sulfatos, acidez, alcalinidad, dureza total, sodio, potasio, sulfatos, Nitrógeno en forma de nitratos, nitritos, orgánico, y amoniacal, fosfatos y productividad primaria (clorofila a). Dichos parámetros pueden afectar la vida, el desarrollo y la reproducción de los peces, ya sea positiva o negativamente, por eso la importancia de conocer la calidad de agua para acuicultura.

ABSTRACT

The present work was carried out in the Ecodesarrollo Laboratory of the Technological Institute of Sonora (ITSON) Unit Center, located in Ciudad Obregón, Sonora. The objective of this study was to evaluate the physicochemical quality of the water in which freshwater fish species are cultivated in a mixed culture system of black bass *Micropterus Salmoides* and red tilapia *Oreochromis Sp* to know their physicochemical quality. The experiment started from a series of ponds where these organisms were grown and the samples were taken to the laboratory for further analysis. The physicochemical parameters evaluated in this research were salinity, total dissolved solids, dissolved oxygen. Temperature, pH and electrical conductivity, total solids, total suspended solids, chlorides, sulfates, acidity, alkalinity, total hardness, sodium, potassium, sulfates, Nitrogen in the form of nitrates, nitrites, organic and ammonia, phosphates and primary productivity (chlorophyll a).

Such parameters can affect the life, development and reproduction of fish, either positively or negatively, which is why it is important to know the quality of aquaculture water.

INTRODUCCIÓN

La acuicultura es una actividad productiva orientada a la producción de alimento de origen acuático. Es además, una herramienta para la gestión del recurso hídrico y los organismos acuáticos que utiliza conocimientos sobre Biología y Ecología e ingeniería, para ayudar a resolver problemas de seguridad alimentaria y desarrollo rural mundial [3]. La calidad de la aguas es un factor determinante en una explotación acuícola puesto que influye directamente en el crecimiento, reproducción y supervivencia de las especies que desarrollan su vida en ellas. Depende de la calidad de agua la obtención de buenos rendimientos o el fracaso del conjunto de la explotación [2].

La lobina negra *Micropterus* es una especie cuya distribución natural se extiende desde la parte oriental de Canadá hasta la cuenca del río Bravo, en el Noroeste de México. Sin embargo, se ha propagado artificialmente de manera considerable, por lo que actualmente se encuentra en

numerosas localidades donde antes no existía [1]. Es un organismo que tiene gran popularidad debido a su hábito de alimentación carnívoro; aunque también la calidad de su blanca carne y sin espinas es de muy buenas características organolépticas lo cual la convierte en un producto de muy buena calidad [4].

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad fisicoquímica del agua en la cual se cultivan especies de peces de agua dulce en un sistema de estanques de cultivo mixto de lobina y tilapia para conocer su calidad.

MARCO TEÓRICO

Calidad de agua

El éxito de una empresa comercial de acuicultura depende de proporcionar el ambiente óptimo para el crecimiento rápido al mínimo costo de recursos y capital. Aunque el medio acuático está formado por diversas variables de calidad de agua, es afortunado de que solo unos de estos parámetros juegan un rol decisivo. Los parámetros en cuestión son algunos parámetros físicos como son la temperatura, los sólidos, el pH, las concentraciones de oxígeno disuelto, amoníaco, nitrito y alcalinidad. Cada uno es importante, pero lo que influye en la salud y el crecimiento de los peces es la interrelación de todos los parámetros.

Cada parámetro de calidad de agua influye e interactúa con otros parámetros, algunas veces de manera compleja. Las concentraciones que serían inocuas en una situación, podrían ser tóxicas en otra. Por ejemplo cuando se presentan problemas de aireación y desgasificación, generalmente los niveles de dióxido de carbono son altos así como los de oxígeno disuelto. El resultado de esta situación en particular no es solo que existen niveles más bajos de oxígeno disponible, sino que los peces disminuyen su capacidad de usar el oxígeno que está disponible.

Algunos de los parámetros de calidad de agua considerados importantes se describen a continuación, ya que algunos pueden cambiar de forma dramática en un tiempo relativamente corto, por ejemplo el oxígeno disuelto que puede descender en minutos a altas densidades de cultivo. A continuación se mencionan algunos de ellos.

Oxígeno disuelto

De todos los parámetros de calidad, el oxígeno disuelto es el parámetro más crítico e importante, y requiere un monitoreo continuo en sistemas intensivos de producción. La naturaleza le jugó una mala pasada a la acuicultura, cuando decidió que la concentración de saturación de oxígeno disuelto sería la más alta a bajas temperaturas y la más baja a altas temperaturas. Esta condición es exactamente contraria a la que los peces necesitan para su metabolismo basal y conversión de alimento, que es más alta a altas temperaturas y más baja a bajas temperaturas. Aunque el aire que respiramos contiene 21% de oxígeno, este es solo ligeramente soluble en agua, como resultado las especies acuáticas deben gastar una gran cantidad de energía para extraer el oxígeno disuelto en el agua si se compara con la que gastan las especies terrestres. Como se mencionó anteriormente, la solubilidad del oxígeno disminuye a medida que aumenta la temperatura y la salinidad.

Es difícil especificar las concentraciones críticas de oxígeno disuelto, porque la respuesta a bajas concentraciones no es de vida o muerte, sino un continuo de efectos fisiológicos, estos efectos también son influenciados por el tiempo de exposición, el tamaño y la salud de los peces, la temperatura del agua, la concentración de dióxido de carbono y otras condiciones ambientales. En general, los peces de agua cálida se alimentan mejor, crecen más rápido y son más sanos cuando las concentraciones de oxígeno disuelto superan los 5 mg/L.

Temperatura

Frente al oxígeno disuelto, la temperatura del agua ocupa el segundo lugar en la importancia e impacto en la viabilidad económica de una empresa acuícola comercial. La temperatura influye

directamente en los procesos fisiológicos tales como tasa de respiración, eficiencia de alimentación y asimilación, crecimiento, comportamiento y reproducción. Dentro de los rangos de temperatura que toleran las especies, las tasas de crecimiento aumentan a medida que la temperatura del agua aumenta hasta que se alcanza la temperatura óptima. Sobre la temperatura óptima, los crecientes requerimientos de energía para la conversión de alimento y otros procesos metabólicos garantizan que rige la ley decreciente. Además a temperaturas más altas que la óptima, las relaciones de conversión de alimento de los peces son más bajas. De modo que para asegurar un crecimiento máximo y minimizar el estrés, las temperaturas del sistema deben ser mantenidas lo más cerca del sistema posible al valor óptimo.

Amoniaco/Nitrito/Nitrato

Estos derivados del nitrógeno son contaminantes en la columna de agua de los sistemas de acuicultura y deben estar presentes dentro de concentraciones aceptables. El Nitrógeno es un nutriente esencial para todos los organismos, y se encuentra en proteínas, ácidos nucleicos, adenosín fosfatos, nucléotidos de piridina y pigmentos. Sin embargo se necesita en pequeñas cantidades, y las necesidades fisiológicas se satisfacen fácilmente. Las cantidades de nitrógeno excedentes se convierten en desechos nitrogenados y es necesario extraerlos. Los peces excretan y producen diversos productos por difusión a través de las branquias y excretan orina y heces, además se acumulan esos desechos también de los organismos muertos, alimento que no se ha ingerido y del gas nitrógeno de la atmósfera.

El nitrógeno amoniacal, el nitrógeno de nitritos y el nitrógeno de nitratos son compuestos altamente solubles en agua, el nitrógeno amoniacal existe en dos formas: NH_3 y NH_4^+ ionizado. La concentración relativa de nitrógeno amoniacal está en función del pH del agua, la salinidad y la temperatura. El nitrógeno amoniacal (N-NH_3) es la forma más tóxica para los peces, en concentraciones tan bajas como 0.08 mg/L hasta 2.2 mg/L para algunas especies. En general, los peces de agua cálida toleran mejor la toxicidad del nitrógeno amoniacal que los peces de agua fría, y los peces de agua dulce son más tolerantes que los de agua salada

El nitrógeno de nitrito es el producto intermedio en el proceso de nitrificación del amoníaco a nitrato. Aunque el nitrito se convierte relativamente rápido a nitrato mediante el ozono y bacterias nitrificantes, los peces están constantemente expuestos a ciertas concentraciones de esta molécula. En consecuencia, se trata de un importante parámetro de calidad de agua que hay que monitorear y corregir cuando se excede de los límites aceptables. El nitrito es tóxico porque afecta la habilidad de la hemoglobina de la sangre para transportar oxígeno.

El nitrato es el producto final de la nitrificación, y es el menos tóxico de los compuestos nitrogenados. Los niveles de nitrato son generalmente controlados mediante intercambio diario de agua fresca, en los sistemas con poco intercambio de agua por grandes periodos de retención hidráulica, la desnitrificación ha llegado a ser cada vez más importante.

pH

El valor del pH expresa la intensidad de las características básicas o ácidas del agua. En términos químicos, pH es el logaritmo negativo de la concentración del ion hidrógeno. El pH óptimo para el crecimiento y la salud de la mayoría de los animales acuáticos de agua dulce está en el rango de 6.5 a 9.

La exposición a un pH extremo puede ser estresante o letal, pero lo más importante en acuicultura son los efectos indirectos resultantes de las interacciones del pH con otras variables, ya que este controla una gran variedad de reacciones de equilibrio y solubilidad, de las cuales las más importantes es la relación entre la forma no ionizada y la ionizada del amoníaco y los nitritos. El pH también influye en la toxicidad del ácido sulfhídrico y de los metales como cobre, zinc y aluminio.

Alcalinidad/Dureza

En términos generales, la alcalinidad es una medida de la capacidad de neutralización del pH o la capacidad neutralizante-ácida del agua. En términos químicos, la alcalinidad se define como la cantidad total de bases titulables en el agua expresadas como mg/L equivalente de (CaCO₃)

Con frecuencia la dureza se confunde con la alcalinidad, probablemente porque ambas generalmente se expresan en términos de mg/L como CaCO₃. En efecto, si la alcalinidad del agua proviene de piedra caliza, las concentraciones de dureza y alcalinidad pueden ser similares por no decir idénticas. Por el contrario, muchas aguas subterráneas provenientes de la costa tienen alta alcalinidad y muy bajas concentraciones de dureza. En unas regiones de basalto y granito frecuentemente tienen aguas de baja dureza total y baja alcalinidad, debido a la baja solubilidad de estos minerales. Si esta agua de baja dureza total y baja alcalinidad es utilizada para la acuicultura, el agua debe ser “endurecida” añadiéndole calcio disuelto para respaldar los huevos de peces de agua dulce recién fertilizados y para favorecer a la calcificación de los esqueletos de las larvas. El calcio y el magnesio también disminuyen la toxicidad de los metales disueltos. Las recomendaciones para la dureza total varían de 20 a 300 mg/L.

Salinidad

El agua generalmente se describe como “dulce”, “salobre” o “salada”. Cada uno de estos términos se refiere a la salinidad del agua y no se han identificado claramente puntos de empalme entre estas caracterizaciones. La salinidad se describe como el total de iones disueltos en el agua, y generalmente se expresa en partes por mil (‰), gramos de sal por kilogramo de agua. El calcio, el sodio el bicarbonato, el cloro y los sulfatos son los que contribuyen, en forma principal los iones disueltos. La salinidad de las aguas naturales tiende a reflejar el clima, la geografía y las condiciones hidrológicas del entorno inmediato. Cada una de las especies acuáticas tiene un rango óptimo de salinidad para su reproducción y crecimiento, aunque la tolerancia a la salinidad de cada una de las especies acuáticas tiene un rango bastante amplio. La mayoría de los peces de agua dulce de importancia comercial se reproducen y crecen bien a salinidades de a lo mucho 4-5 ‰.

Los peces mantienen la concentración de sales disueltas en los fluidos de su cuerpo regulando el ingreso de iones desde el ambiente y por otro lado evitando la pérdida de estos. Este proceso se llama “osmoregulación”. Los peces de agua dulce por ejemplo, tienden a acumular agua porque tienen en su cuerpo fluidos con mayores concentraciones de iones que el agua que los rodea. Cuando están expuestos a valores de salinidad fuera de su rango óptimo, las especies acuáticas deben gastar una considerable energía para la osmoregulación a expensas de otras funciones, tales como el crecimiento. Si la salinidad se desvía muy por encima de lo óptimo, el animal no puede mantener la homeostasis y muere. La sangre de los peces de agua dulce tiene cierta presión osmótica de una solución de cloro de 7 ppm. Los sistemas de acuicultura de agua dulce generalmente se mantienen a una salinidad de 2-3 ‰ para disminuir los niveles de estrés y la cantidad de energía requerida para la osmoregulación con lo cual aumentan las tasas de crecimiento [5]

Fósforo

Una gran parte del fósforo total se asocia con el calcio y es requerida para la formación del exoesqueleto. El fósforo sirve dentro de muchos procesos metabólicos. Este es un componente esencial de los fosfolípidos, ácidos nucleicos, fosfoproteínas, compuestos de alta energía (ATP), muchos intermediarios metabólicos y coenzimas. Los fosfatos inorgánicos también son importantes ya que sirven como amortiguadores para mantener un pH normal a nivel intra y extracelular. Las sales del fósforo pueden ser absorbidas directamente del ambiente acuático, estas concentraciones son generalmente limitadas [6].

Normas de calidad de agua

La propia naturaleza de la acuicultura hace casi imposible formular una lista de normas de calidad de agua en que “un tipo de medida les calce a todas las especies”. El amplio rango de estas especies,

regímenes de temperatura y técnicas de producción hacen que dicha lista sea, en el mejor de los casos, solo de recomendaciones.

Una compresión básica de la química del agua es indispensable para el éxito de todo sistema intensivo

En la Tabla 1 se enumeran algunos parámetros, los cuales son considerados los de mayor importancia cuando se habla de calidad de agua para la acuicultura y que son necesarios para caracterizar el suministro potencial del agua y proporciona recomendaciones muy generales de los criterios de calidad de agua para cada parámetro.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el Centro Experimental y Transferencia de Tecnología 910 (CETT 910). Los muestreos se realizaron mensualmente en el periodo comprendido de Agosto del 2015 a Enero del 2016, obteniendo un total de 6 muestras de 4 diferentes estanques los cuales eran abastecidos con agua de pozo, agua rodada proveniente de la presa Álvaro Obregón y algunas veces la combinación de ambas. Los análisis realizados son: Fósforo Total y Fósforo en forma de Fosfatos según la norma NMX-AA-029-SCFI-2001, Nitrógeno Total según NMX-AA-026-SCFI-2001, Nitrógeno de Nitratos según la norma NOM-AA-99-1987, Nitrógeno de Nitritos según la norma NMX-AA-081-1986, Acidez y alcalinidad según NMX-AA-036-SCFI-2001, Sólidos y sales disueltas según NMX-AA-034-SCFI-2001, Dureza total según NMX-AA-072-SCFI-2001, Sulfatos según NMX-AA-074-1981, Cloruros según NMX-AA-073-SCFI-2001 y los parámetros de campo como son pH, salinidad, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales fueron medidos en campo con un equipo multiparamétrico YSI modelo 556.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en la cuantificación de la productividad primaria fueron de 14.88 a 188.78 µg/L. Los niveles de nitritos oscilaron entre las concentraciones de 0.012 a 0.059 mg/L, esto valores no sobrepasan el rango de lo permitido debido a que la cantidad perjudicial para el cultivo es mayor a 1 mg/L (Stickney, 1979). Las concentraciones de nitratos se encuentran dentro de los límites, ya que según Grace, 1994, la concentración permitida va de 0 a 60 mg/L y las cuantificadas en este estudio, van desde 0.009 a 0.852 mg/L. Las concentraciones de nitrógeno amoniacal variaron de 0 a 2.46 mg/L, en cuanto al nitrógeno orgánico se detectaron concentraciones que van desde 0.62 hasta 5.9 mg/L. Las recomendaciones respecto al N-NH₃ son <0.6 mg/L, sin embargo las especies de agua dulce según la literatura, pueden soportar hasta rangos de 2.2 mg/L de este compuesto, en este caso se observó que en algunos casos hubo rangos que se salen de los límites tolerables.

Referente a las concentraciones de fósforo total varían desde 0.124 hasta 0.749 mg/L, dichos valores se encuentran dentro del rango recomendado, que va desde 0.001 hasta 3.0 mg/L. Los valores de acidez se encuentran desde 0 hasta 357.12 mg/L y los rangos para alcalinidad desde 78.0 hasta 218 mg/L. En lo que respecta a dureza total se presentaron valores entre 52 y 457.6 mg/L. En este caso se pudo encontrar que los valores se rebasan el rango en algunos casos, ya que la recomendación para dureza total va desde 20 a 300 mg/L. La alcalinidad estimada estuvo en el rango desde 78 hasta 214 mg/L, los cuales son aceptables, ya que las recomendaciones van desde 50 a 300 mg/L. Las concentraciones de sodio fluctuaron desde 50.58 hasta 347.15 mg/L, estos se encontraron fuera del rango de recomendación, el cual tiene que ser menor de 75 mg/L. En cuanto al potasio se presentaron valores desde 3.91 hasta 11.73 mg/L, En el caso del potasio también se pudo encontrar en algunos casos que los rangos están fuera de lo recomendable, ya que tales rangos tienen que ser menores de 5 mg/L. Las concentraciones de sulfatos estuvieron en niveles de 17.74 hasta 78.62 mg/L, para este ion sulfato se encontró que en ciertos casos sobrepasa los límites recomendables, que son <50 mg/L. En la cuantificación de cloruros se encontraron concentraciones

que están en el rango de 103.26 a 580.85 mg/L, solamente en algunos casos se pudieron observar valores en mg/L de cloruros que están por debajo de lo recomendable. En los sólidos disueltos totales se pudieron encontrar valores que van desde 277.17 hasta 1230.5 mg/L, en algunos casos para este parámetro, por mucho se sale del rango recomendable que es <400 mg/L. Para los sólidos suspendidos totales se encontró que los valores van desde 22.5 hasta 484.5 mg/L, los cuales se salen por mucho del rango recomendable, el cual es <80 mg/L.

REFERENCIAS

1. Alvarez, R. B., Palacios, J. S., Lozano, J. P. R., & Salas, A. A. O. (2013). Reproducción de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), en el embalse Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, México. *Rev. Biol. Trop.*, 61(3), 1313-1325.
2. Vicente Sánchez, Juan and Jorge Molina. *Técnico En Piscifactorías*. Móstoles (Madrid): Cultural, 2002. Print.
3. CCI. 2009. Pesca y Acuicultura Colombia. Bogotá: Corporación Colombia Internacional, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 111 p.
4. Benítez J. y Leyva G.A. 1996. Programa de repoblamiento e investigación de lobina *Micropterus salmoides*. El anzuelo club de pesca. Obregón, Sonora. Pp 1-8.
5. Michael B. Timmons, James M. Ebeling, Fred W. Wheaton, Steven T. Summerfelt, Brian J. Cinci. (2002). *Sistemas de recirculación para la acuicultura*. Vitacura, Santiago: Fundación Chile.
6. Dean M. Akiyama, Warren G. Dominy and Addison Lawrence. (1999). *avances en nutrición acuícola*. Universidad autónoma de Nuevo León, Monterrey, Nuevo León México: L. Elizabeth, Denis Ricque Marie, Roberto Mendoza Alfaro.
7. Cruz Rivera, Lizeth Guadalupe. "Biotecnología De Cultivo Intensivo De Lobina (*Micropterus Salmoides*) En Un Sistema De Recirculación De Agua". Licenciatura. Instituto Tecnológico de Sonora, 2001. Print.

Tabla 1. Criterios de calidad de agua para acuicultura

Parámetro	Concentración (mg/L)
Alcalinidad (como CaCO ₃)	50-300
NH ₃ -N	<0.6
Temperatura	24 a 29
Oxígeno disuelto	>5
Sólidos suspendidos totales	<80
Nitrito-N	<1
Cloruro	>200
Nitrato-N	0-400 o más
pH	6.5-8.5
Fósforo	0.01-3.0
Potasio	<5
Sodio	<75
Sulfato	<50
SDT	<400 (lugar específico y especie)

Capítulo VIII. Remoción de nitrógeno y materia orgánica empleando un humedal artificial de flujo sub-superficial: Estudio hidrodinámico y biológico

*Ramírez Carranza D. R., Silva Luna C. D., Domínguez Mariani E. y Beristaín Cardoso R.
* 2123066751@correo.ler.uam.mx

RESUMEN

La hidrodinámica de los sistemas de tratamiento mediante humedales artificiales se ha realizado mediante distintos tipos de trazadores químicos medidos en el influente y efluente de dichos sistemas. Por otro lado, en el presente trabajo, se realizó el análisis de la hidrodinámica del humedal mediante la carga hidráulica del sistema en un plano unidimensional y en 3-D; también se evaluó la capacidad del humedal para la remoción de contaminantes a dos tiempos de residencia hidráulica, 6 y 4 días. El estudio hidrodinámico mostró lo siguiente: 1) que no existieron zonas de estancamiento de agua, 2) que no se presentaron zonas anaerobias en la fase líquida, 3) que el patrón de flujo fue de tipo pistón y 4) que el agua se distribuyó de forma homogénea dentro del humedal. Respecto al comportamiento biológico, la disminución del TRH mejoró notablemente las eficiencias de remoción tanto de DQO como de NH_4^+ , siendo de 79 y 77%, respectivamente.

ABSTRACT

The hydrodynamics of artificial wetland systems has been carried out using different types of chemical tracers measured in the influent and effluent of these systems. On the other hand, in this paper, the analysis of the hydrodynamics of the artificial wetland was evaluated using the hydraulic load in 1-D plane and 3-D; also the capability of the wetland to remove pollutants was evaluated at two hydraulic residence times, 6 and 4 days. The hydrodynamic study showed the following: 1) there were no areas of stagnant water, 2) no anaerobic zones were presented in the liquid phase, 3) the flow pattern was plug flow and 4) the residual water was distributed homogeneously within the wetland. Regarding the biological behavior, a diminishing on the HRT improved significantly the removal efficiencies of both COD and NH_4^+ , being 79 and 77%, respectively.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que prestan una amplia gama de servicios que contribuyen al bienestar humano, como la pesca, suministro de agua, tratamiento de aguas residuales, regulación del clima, inundaciones, protección costera, oportunidades recreativas e incluso el turismo (1). Una de las principales aplicaciones de los humedales es para la depuración de aguas residuales, la cual es una alternativa que aún es poco conocida, además es de bajo costo su instalación y operación. Este tipo de sistemas sólo es usado en un 0.3% del total de las plantas de tratamiento instaladas en el país (2). Estos ecosistemas naturales pueden ayudar a remover contaminantes presentes en el agua, tales como carbono, nitrógeno y fósforo. Los humedales son terrenos donde el agua cubre una parte del suelo o está presente cerca de la superficie del suelo durante todo el año. La cantidad de saturación de agua es el principal factor determinante de la forma en que el suelo desarrolla los tipos de plantas y animales que viven en este tipo de suelo.

Los humedales naturales actúan como biofiltros capaces de remover contaminantes del agua tales como sedimento e incluso metales pesados, por este motivo los humedales construidos pueden ser diseñados para emular estas características. Los humedales tienen tres funciones básicas que los hacen atractivos para el tratamiento de aguas residuales: 1) fijan los contaminantes en la superficie del suelo, 2) utilizan y transforman la materia orgánica por intermedio de los microorganismos y 3) logran niveles de tratamiento aceptables con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento.

Los humedales artificiales tienen como ventajas la flexibilidad en la localización del sitio para su instalación, optimización en el tamaño del sistema de acuerdo a la carga de contaminación del agua y la facilidad de tratar mayor cantidad de agua residual que la que pueden tratar los humedales naturales. Para su diseño se consideran aspectos como el comportamiento hidráulico, remoción de contaminantes, selección de vegetación. Sin embargo para tener éxito en su operación es necesario un buen diseño hidráulico del humedal, ya que en la actualidad se han considerado condiciones uniformes de flujo pistón y no se mencionan restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento (3).

En la literatura existen investigaciones que hacen uso de trazadores para analizar la hidrodinámica de los humedales artificiales, sin embargo, estos estudios omiten información donde se puedan apreciar las zona oxicas/anóxicas que existen en el sistema. Para desarrollar el proyecto fue necesario el uso de piezómetros, para poder medir la carga de elevación y así obtener la carga hidráulica del sistema para poder utilizar los datos y graficarlos en el programa Surfer v.10. Es un programa de gráficos basado en grid, visualiza superficies algebraicas reales, dadas como el lugar de los puntos en que se anula un polinomio en 3 variables (X, Y, Z). Es esencial para la interpolación y la cartografía en 2D y 3D, en modo de imagen. Las cuadrículas (grid) también pueden ser importados de otras fuentes, tales como los United States Geological Survey (USGS). La cuadrícula se utiliza entonces para producir diferentes tipos de mapas, incluyendo los mapas de contorno, vector, estructura metálica, imagen, relieves y sombreados y de superficie (4).

Por lo que este proyecto tiene como objetivo estudiar la hidrodinámica mediante el programa Surfer v.10 y la capacidad de remoción de materia orgánica y amonio de un humedal sub-superficial artificial.

MATERIALES Y MÉTODO

Diseño del experimento

Para la realización del experimento, el humedal se instaló en una pecera de acrílico con dimensiones de 0.60x0.30x0.20 m y con macrófitas enraizadas emergentes *Scirpus lacustris*. El sistema fue diseñado de acuerdo al material que se tenía a disposición, con un sustrato de grava mediana de 2.5 cm de diámetro con una porosidad (η) del 40% (5) y con dos tiempos de retención hidráulica (TRH), de 6 y 4 días; con estos datos se obtiene un flujo de 2.4 L/d y 3.6 L/d respectivamente. Sin embargo, no se utiliza toda la profundidad de la pecera, así que el flujo del sistema se expresa de la siguiente manera:

$$TRH = \frac{(L)(W)(Y)(\eta)}{q} \quad (1)$$

Donde

L= Largo del sistema (m)

W= Ancho del sistema (m)

Y= Profundidad del sistema (m)

η = Porosidad (%)

Q= Flujo (m³/día)

TRH= Tiempo de retención hidráulico

Se despeja Q

$$Q = \frac{(L)(W)(Y)(\eta)}{TRH} \quad (2)$$

$$Q = \frac{(0.60 \text{ m})(0.30 \text{ m})(0.18 \text{ m})(0.4)}{6 \text{ días}}$$

$$Q = 0.00216 \text{ m}^3/\text{día} \rightarrow = \mathbf{2.16 \text{ L/d}}$$

$$Q = \frac{(0.60 \text{ m})(0.30 \text{ m})(0.18 \text{ m})(0.4)}{4 \text{ días}}$$

$$Q = 0.00324 \text{ m}^3/\text{día} \rightarrow = \mathbf{3.24 \text{ L/d}}$$

Dando como resultado un volumen de 12.96 L por los 6 y 4 días de retención.

Para calcular la Velocidad de Reacción (k_r) se obtiene con la siguiente ecuación:

$$k_r = K_{20}(1.60^{(T-20)}) \quad (3)$$

Donde K_{20} es la constante de velocidad de reacción a 20°C que varía dependiendo del sistema. En la mayoría de los diseños de humedales artificiales para el tratamiento de aguas grises se utiliza un K_{20} de 1.1 d^{-1} (6) y tomando en cuenta el promedio de las temperaturas más bajas en donde se localizara el sistema, en base a esto obtenemos lo siguiente:

$$k_r = K_{20} (1.06^{(3-20)})$$

$$k_r = 0.40 \text{ d}^{-1}$$

Este valor indica la velocidad de reacción mínima con la que trabajarán los microorganismos en el humedal. Por otro lado, se verificó la tasa de carga orgánica (L_{org}). Este número indica la masa de DQO por área por día que el sistema recibirá. Este valor se obtiene con la siguiente ecuación:

$$L_{org} = \frac{(C_i)(d_w)(\eta)}{TRH} \quad (4)$$

Donde C_i es la concentración de DQO ($\text{g DQO}/\text{m}^3$) del agua que entra al sistema y d_w (m) es la profundidad del sustrato, de acuerdo a esto se obtiene lo siguiente:

$$L_{org} = \frac{(553 \text{ g DQO}/\text{m}^3)(0.15 \text{ m})(0.4)}{4 \text{ días}} \quad (5)$$

$$L_{org} = 8.30 \text{ g DQO} / \text{m}^2\text{día} \rightarrow \text{No excede los } 11.2 \text{ g DQO}/\text{m}^2\text{-d}$$

Fabricación y construcción del experimento

Los piezómetros fueron hechos con tubo PVC de 50 cm de longitud con un diámetro de 2.54 cm, se perforaron 15 orificios con una distancia de 1 cm entre cada uno de ellos, en una de las bases de

cada tubo. Los piezómetros fueron colocados a lo largo y ancho del sistema y fueron enumerados del 1 al 6 como se muestra en la Figura 1.

En la Figura 2 se observa el esquema en la manera en que se instalaron los piezómetros en el interior del sistema. Para producir el flujo se colocó una pendiente de 4% de tal manera que el flujo siguió la dirección que muestra la flecha. Se muestran los piezómetros de la línea frontal mediante la línea blanca. Se señala la carga de presión, distancia con flecha gris, carga hidráulica con línea punteada y la carga de posición distancia con flecha negra que corresponden al siguiente orden:

Hz1= Carga de posición 1 (cm), corresponden a los piezómetros 5 y 6.

Hz2= Carga de posición 2 (cm), corresponden a los piezómetros 3 y 4.

Hz3= Carga de posición 3 (cm), corresponden a los piezómetros 1 y 2.

Métodos analíticos

La materia orgánica se determinó a través de la demanda química de oxígeno (DQO), empleando el método espectrofotométrico de reflujos cerrados (7). El amonio se cuantificó utilizando un electrodo selectivo del ion amoniaco (HANNA, HI). La determinación de oxígeno disuelto se determinó con un electrodo selectivo para oxígeno (HANNA HI 9146N). El pH se determinó también con un potenciómetro marca Hanna.

Condiciones de operación del humedal artificial

El humedal se operó en dos etapas, la primera etapa a un TRH de 6 días, y la segunda etapa a un TRH de 4 días. La disminución del TRH se llevó a cabo una vez estabilizado el sistema, es decir, una vez alcanzado el estado estacionario. El estado estacionario se consideró cuando se cumplieron los siguientes dos criterios: 1) 5 TRHs como mínimo y 2) cuando el valor promedio de la eficiencia de remoción de DQO presentó un coeficiente de variación menor al 10%. El humedal fue alimentado con agua sintética, empleando glucosa como fuente de carbono y energía, y amonio como fuente de nitrógeno, ya sea para la asimilación por parte de las plantas, así como para la actividad nitrificante a nivel de raíces.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudio Hidrodinámico

En la Figura 3 y 4 se muestra el patrón de flujos que resultó del estudio hidrodinámico empleando el programa Surfer 10. La Tabla 1 muestra la carga hidráulica y de elevación promedio de cada piezómetro del sistema que se obtuvieron en la primera etapa del experimento con un TRH de 6 días y con los que se trabajaron para poder graficarlos en el programa Surfer 10. La Tabla 2 muestra la carga hidráulica y de elevación promedio de cada piezómetro del sistema que se obtuvieron en la segunda etapa del experimento, a un TRH de 4 días.

En el perfil de la Figura 4 se observó claramente lo siguiente: 1) que no existieron zonas de estancamiento de agua, 2) que no se presentaron zonas anaerobias, 3) que el patrón de flujo fue de tipo pistón y 4) que el agua residual se distribuyó de manera homogénea dentro del humedal. Por

ejemplo, la ausencia de zonas de estancamiento descartan zonas o volúmenes muertos, que en cualquier reactor se debe de evitar. La presencia de zonas o volúmenes muertos en el sistema, incrementa el TRH así como una disminución en la eficiencia global del sistema. Por otro lado, la ausencia de zonas anaerobias indica que los procesos biológicos que predominaran fueron de tipo aerobio, tales como la nitrificación y la actividad heterotrófica. La nitrificación se encarga de oxidar el amonio a nitrato, y este último es absorbido por la plantas. Respecto a la actividad heterotrófica; estas bacterias se encargan de oxidar la materia orgánica a dióxido de carbono, que por el pH del sistema (neutro) se encuentra principalmente como bicarbonato/carbonato; los cuales pueden ser asimilados por las plantas como fuente de carbono inorgánico para su crecimiento. Estas interacciones entre las plantas y la actividad microbiana permite la eliminación simultánea de la materia orgánica y amonio.

Comportamiento de los compuestos carbonados y nitrogenados en el humedal artificial.

En la primera etapa, el reactor se operó por un periodo de 6 meses, a un TRH de 6 días. En la Tabla 1, se presenta la variable de respuesta, que fue la eficiencia de remoción de DQO, durante el estado estacionario. El estado estacionario se consideró utilizando dos criterios: 1) 5 TRHs como mínimo, y 2) que el valor de la eficiencia de remoción de DQO presentara un coeficiente de variación menor al 10%. Por lo tanto, en el estado estacionario, la eficiencia de remoción de DQO fue baja, del $41 \pm 14\%$. Respecto al amonio Tabla 2, la eficiencia de remoción fue del $55 \pm 15\%$.

En la segunda etapa el humedal fue operado aproximadamente por 3 meses, a un TRH de 4 días. La eficiencia de consumo de DQO fue del 79% (Tabla 3); y este valor de eficiencia de consumo de DQO supera lo reportado por (8) y (9), quienes alcanzaron porcentajes de remoción de DQO de 50 a 70%. En los humedales artificiales, la capacidad de remoción de DQO se debe a variables combinadas, como son el tiempo de retención hidráulica, la participación del medio filtrante para la retención de sólidos suspendidos y la actividad biológica (10). La absorción de la materia orgánica por las plantas es insignificante con respecto a la remoción por vía biológica (11). Por otro lado, la carga de DQO, el diseño del humedal, las condiciones de operación y el tipo de sustrato afecta la difusión y convección del oxígeno (12). Otro parámetro que afecta la remoción de la DQO es el aporte del oxígeno por las raíces de la planta a la rizósfera. En el presente trabajo, la concentración de oxígeno disuelto se mantuvo por arriba de 4 mg/L, por lo que el sistema no estuvo limitado de oxígeno.

En el influente la especie nitrogenada se encuentra en forma de amonio. Los procesos de mineralización son llevados a cabo por las bacterias, las cuales transforman este nitrógeno a nitratos y nitritos (por nitrificación), y finalmente son reducidos a N_2 (por desnitrificación). Las proporciones de estos procesos biológicos dependen en gran medida de la disponibilidad de oxígeno disuelto. En el líquido, la concentración de oxígeno disuelto no estuvo limitado, por lo que se favoreció las condiciones aerobias. No obstante, dentro del medio filtrante (piedra) el gradiente de oxígeno en la profundidad es nulo, lo que favorece las condiciones desnitrificantes. Para las plantas el nitrógeno es un nutrimento de vital importancia, que se utilizan para la síntesis de proteínas para su crecimiento, especialmente en forma de nitrato. Por ejemplo, (11) alcanzó eficiencias de remoción de amonio del 90% en un humedal artificial. En el presente trabajo, la eficiencia de remoción de amonio fue del 77% (Tabla 4), lo que significa un 7% menor con respecto a lo reportado por dichos autores. Por lo tanto, la disminución del TRH en el humedal artificial mejoró tanto el consumo de DQO, como el consumo de amonio. Estos resultados podrían indicar que el consumo de los contaminantes pudo haber seguido una reacción de primer orden, es decir, que a mayor carga de contaminante mayor la velocidad de reacción.

CONCLUSIONES

Este estudio hidrodinámico indicó lo siguiente: 1) que no existieron zonas de estancamiento de agua, 2) que no se presentaron zonas anaerobias y, 3) que el patrón de flujo fue de tipo pistón. Estos resultados experimentales mostraron que el sistema operó bien desde el punto de vista hidrodinámico, garantizando la distribución homogénea del contaminante dentro del humedal. Por otro lado, la disminución del tiempo de residencia hidráulica mejoró las eficiencias de consumo de tanto de DQO como de amonio, siendo de 79 y 77%, respectivamente. Estos resultados mostraron información relevante que podría ser usada para la operación y diseño de humedales para la depuración de aguas residuales de tipo doméstica.

AGRADECIMIENTOS

Al Cuerpo Académico “Transporte, destino y tratamiento de contaminantes” de la DCBI de la UAM-Lerma.

REFERENCIAS

1. Mooney H. A. y Cropper A. (2005). Ecosystems and human Well-being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
2. Rivas Hernández A. (2016). Curso de humedales para el tratamiento de aguas residuales. Lerma, Estado de México.
3. Pérez Reyes G., Enciso Sáenz S., Del Prado Martínez M. C. & Castañón González J. H. (2005). Diseño Hidráulico de un humedal artificial a nivel laboratorio. Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez.
4. User's Guide (2002). Golden Software, Inc. 809 14th Street, Golden, Colorado 80401-1866, U.S.A. Fuente: http://www.wi.zut.edu.pl/gis/Surfer_8_Guide.pdf
5. Seoáñez, M. y Gutiérrez A. (1999). Aguas residuales: tratamiento por humedales artificiales. Fundamentos científicos, Tecnologías, Diseños. Madrid: Mundi-Prensa.
6. Yocum, D. (2010). Manual de Diseño: Humedal Construido para el tratamiento de las Aguas Grises por Biofiltración. Santa Barbara: Bren School of Environmental Science and Management, University of California.
7. APHA, AWWA, WEF. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, 20 th edition.
8. Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci B. y Masi F. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy. *Water Sci. Technol.* 44, 339-343.
9. Kao, C. M., Wang, J. Y., Lee, H. Y., & Wen, C. K. (2001). Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. *Water Science and technology*, 44(11-12), 585-590.
10. Rodríguez Monroy J. y Durán de Bazúa, C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnol. Ciencia Ed*, 21, 25-33.
11. Romero Aguilar, Mariana, et al. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista internacional de contaminación ambiental*, vol. 25, no 3, p. 157-167.
12. Vymazal J. (2002). The use of sub-surface constructed wet- lands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Engin.* 18, 633-646.
13. Fernández González J., Beascochea E. de M., Muñoz J. de M. y Curt Fernández de la Mora M. D. (2005). Manual de Fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. Universidad Politécnica de Madrid.

TABLAS

Tabla 1. Carga de elevación promedio de cada piezómetro primera etapa, TRH 6 días.

	Piezómetros					
	1	2	3	4	5	6
Carga de elevación promedio (m)	0.20	0.20	0.19	0.18	0.17	0.17
Carga hidráulica (m)	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16

Tabla 2. Carga de elevación promedio de cada piezómetro segunda etapa, TRH 4 días.

	Piezómetros					
	1	2	3	4	5	6
Carga de elevación promedio (m)	0.16	0.16	0.15	0.15	0.14	0.14
Carga hidráulica (m)	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13

Tabla 3. Resultados de DQO con agua sintética primera etapa, TRH 6 días.

mg DQO /L-d Influyente	DQO mg DQO /L-d Efluente	Eficiencia de remoción (%)
101.56	66.93	36.66
Desviación estándar influente	Desviación estándar efluente	Desviación estándar eficiencia
4.67	23.83	20.11

Tabla 4. Resultados de amonio con agua sintética primera etapa, TRH de 6 días.

Amonio		
mg NH₄⁺ /L-d Influente	mg NH₄⁺ /L-d Efluente	Eficiencia de remoción (%)
76.49	34.98	54.85
Desviación estándar influyente	Desviación estándar efluente	Desviación estándar eficiencia
31.63	17.72	11.87

Tabla 5. Resultados DQO con agua sintética segunda etapa, TRH 4 días.

DQO		
mg DQO /L-d Influente	mg DQO /L-d Efluente	Eficiencia de remoción (%)
114.25	22.42	79.05
Desviación estándar influyente	Desviación estándar efluente	Desviación estándar eficiencia
19.75	15.92	17.29

Tabla 6. Resultados de Amonio con agua sintética segunda etapa, TRH 4 días.

Amonio		
mg NH₄⁺ /L-d Influente	mg NH₄⁺ /L-d Efluente	Eficiencia de remoción (%)
40.64	32.24	19.42
Desviación estándar influyente	Desviación estándar efluente	Desviación estándar eficiencia
25.34	20.68	8.71

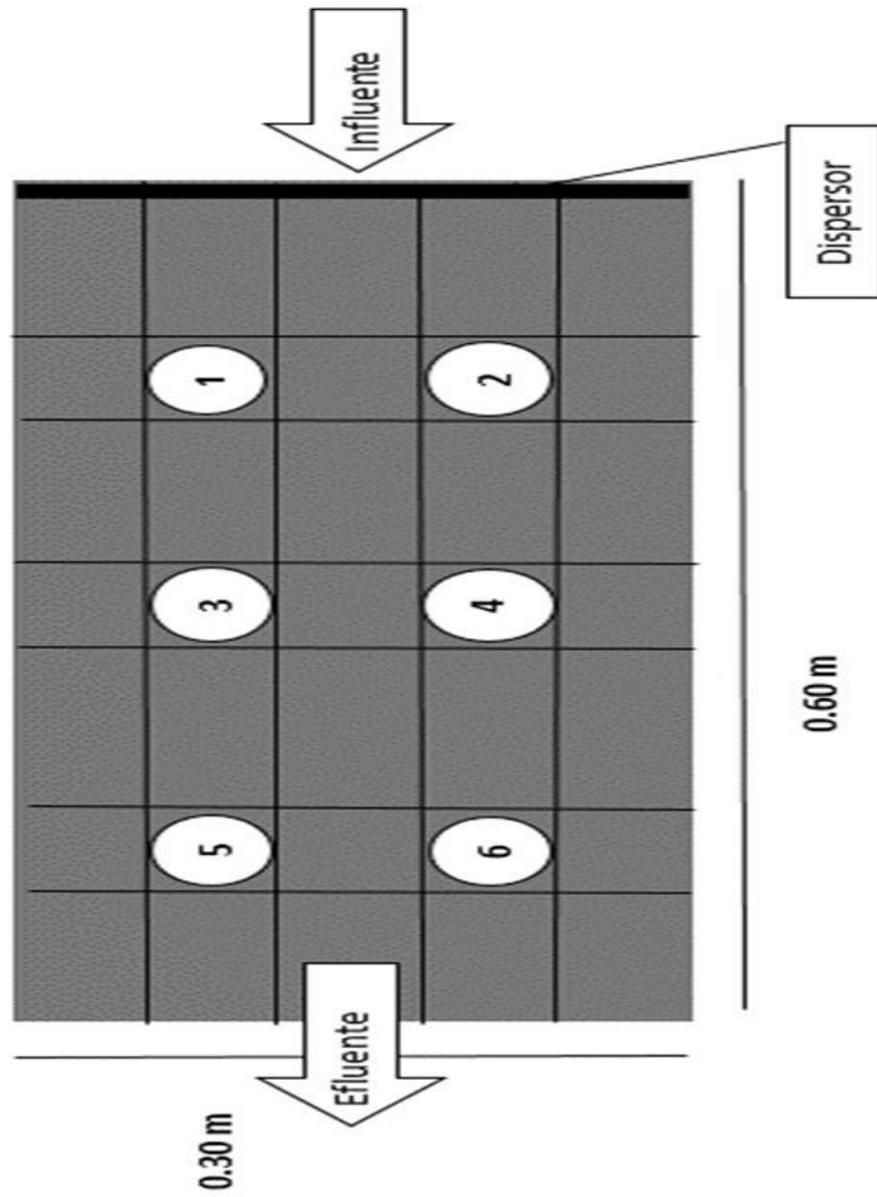


Figura 1. Diseño de colocación de piezómetros.

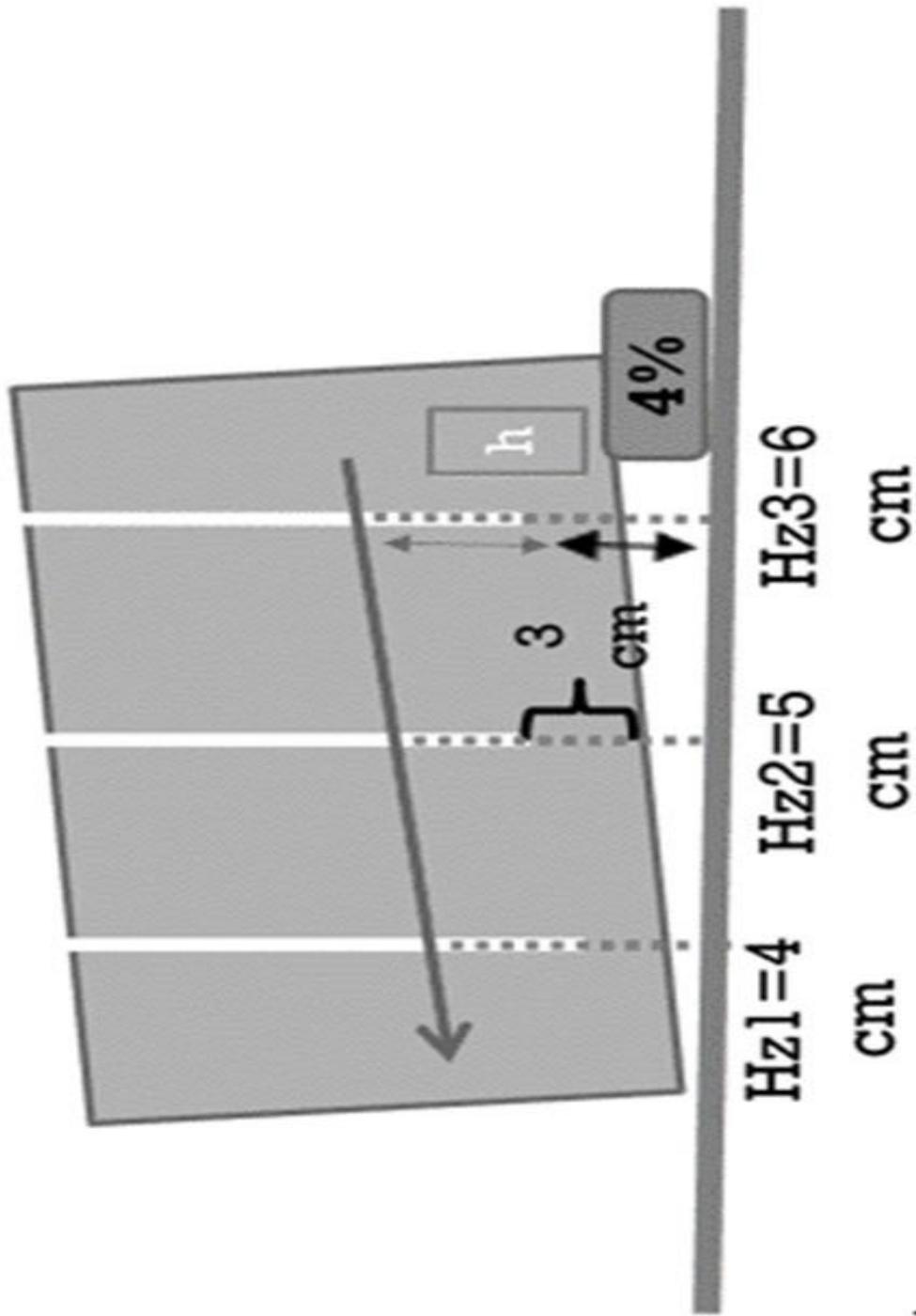


Figura 2. Esquema del sistema.

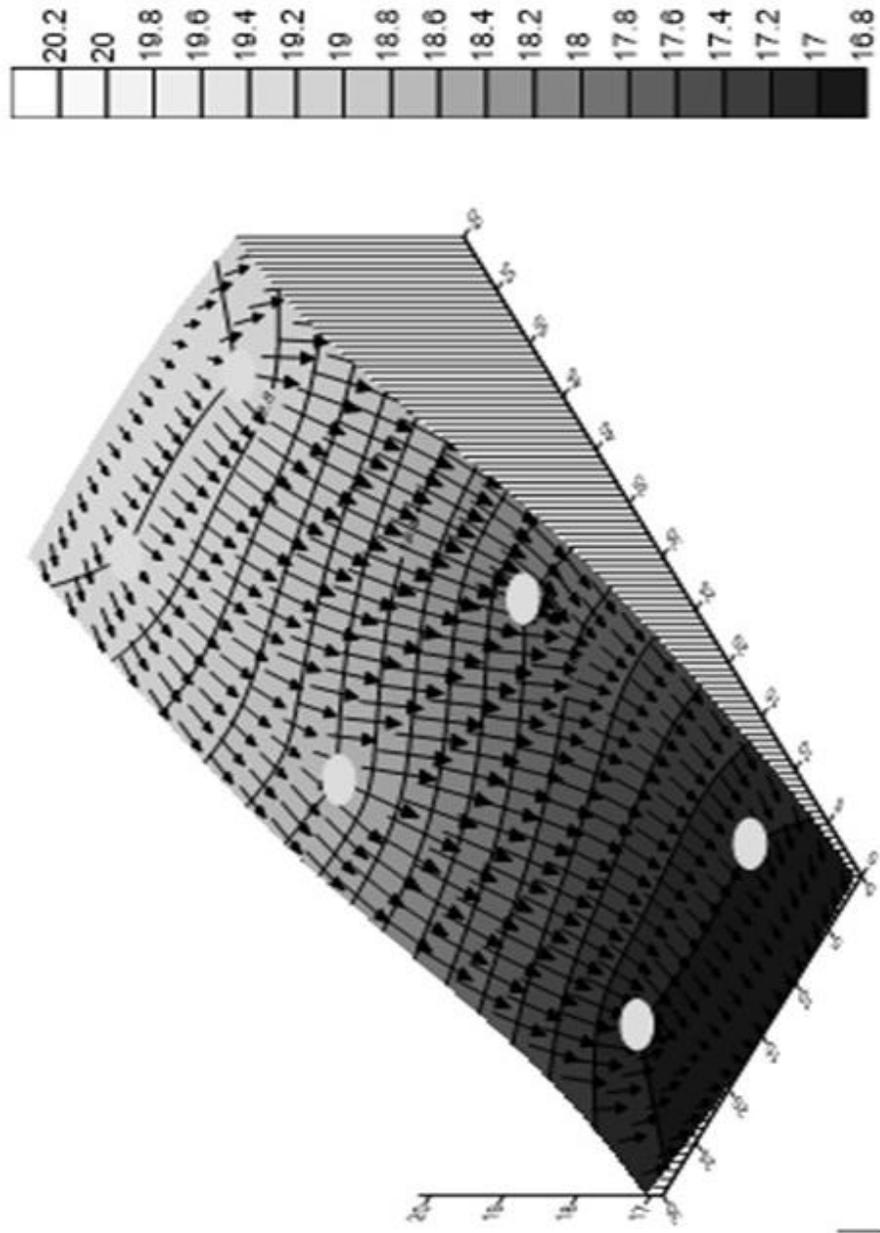


Figura 3. Hidrodinámica de humedal artificial y escala de carga de elevaciones primera etapa.

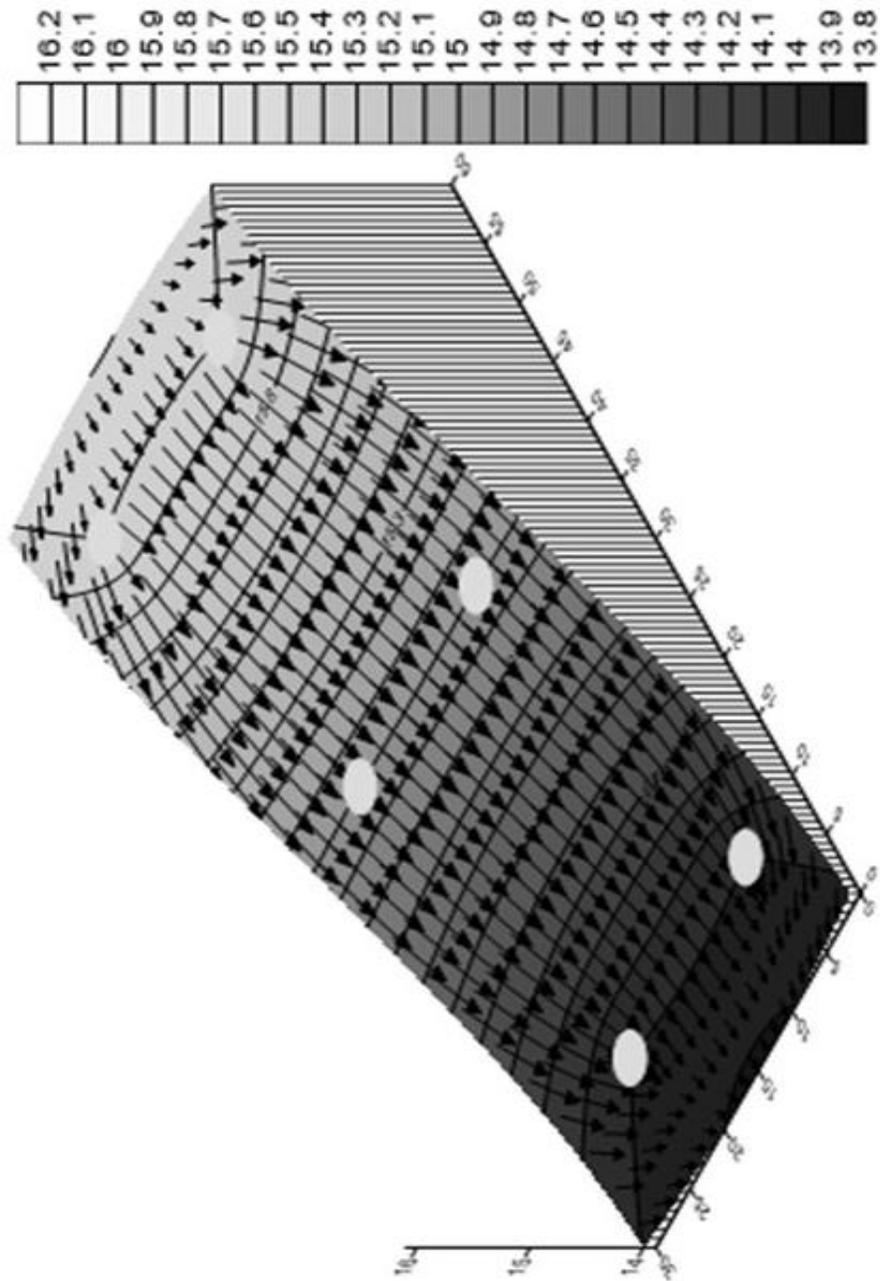


Figura 4. Hidrodinámica de humedal artificial y escala de carga de elevaciones segunda etapa.

Capítulo IX. Estudio socioambiental en las cooperativas pesqueras de Ciudad del Carmen, Campeche

Casimiro Colli A., Wicab Cámara G. N.*, García Gómez M. A. y Santiago Alonso G.
*junicamara@hotmail.com

RESUMEN

Se determinó la situación socioambiental de 75 cooperativas pesqueras de Ciudad del Carmen. Se aplicó una encuesta semiestructurada con 46 ítems dividido en dos ejes: eje social y ambiental, durante los meses de octubre 2015 – enero 2016. En el sector social, la educación máxima alcanzada por los pescadores es nivel primaria, las cooperativas carecen de algunos servicios básicos, como víveres, gasolina, herramientas para trabajar, mejoras en la infraestructura como parques, campos deportivos y mayor vigilancia, las aulas están en mal estado, es urgente un medio de transporte gratuito para llegar a las instituciones educativas. En lo ambiental, existe un inadecuado uso de redes de pesca, las temporadas de vedas no se respetan, ineficiencia en la disposición final de los residuos, contaminación del mar, embarcaciones en mal estado, no se cuenta con equipo para zarpar a altamar, y las zonas de restricción para la captura de especies limita la actividad pesquera. La situación de las cooperativas bajo condiciones sociales y ambientales refleja las necesidades y la demanda de lograr acciones en el sector educativo, ambiental y social. Es urgente realizar diagnósticos socioambientales dirigidas a las cooperativas pesqueras del Estado de Campeche.

ABSTRAC

Social and environmental situation of 75 fishing cooperatives of Ciudad del Carmen was determined applying a semi-structured survey with 46 items divided into two axes: social and environmental area, during the months of October 2015 - January 2016. In the social sector, the highest education attained by fishermen is the elementary level; cooperatives does not have basic services, need food, fuel, tools to work, infrastructure improvements such as parks, sports fields and increased vigilances, classrooms are in poor condition, they need free transportation to educational institutions. In environmental terms, there is an inappropriate use of fishing nets, closed seasons ignore, inefficient disposal waste, marine pollution, inadequate boats and equipment to sail to high seas, the restriction zones to catch species fishing limits. The situation of cooperatives under social and environmental conditions reflects the needs and demand to achieve actions in the educational, environmental, and social sector. It is urgently needed social and environmental diagnostics aimed at the fishing cooperatives of the state of Campeche.

INTRODUCCIÓN

En México, el número total de especies de flora y fauna conocidas es de 64,878, junto con Brasil, Colombia e Indonesia; (1,2). En Campeche se han reportado más de 320 especies de peces (3) y sobre esta alta biodiversidad inciden dos grandes tipos de explotación: la flota camaronera de arrastre, cuya captura en el año 2001 alcanzó 4,075 toneladas, y una flota artesanal o ribereña que opera sobre la plataforma continental y cuyas capturas para el mismo periodo fueron cercanas a 42, 000 toneladas, comprendiendo principalmente recursos de escama y molusco (4). Uno de los problemas que afecta en la actualidad, es la degradación ambiental, ocasionada por la producción agrícola, ganadera, acuícola y pesquera, estas actividades no se llevan a cabo de manera sustentable y los impactos dependen del recurso natural que se aprovecha, las causas de la degradación se debe a la sobreexplotación de los recursos pesqueros, la erosión y salinización del suelo, la contaminación de los cuerpos de agua y suelos, y emisiones de gases (5). Las embarcaciones que

están explotando el recurso pesquero en Campeche son 4,792, de las que el 7.55% son camarónicas, el 0.06% ostioneras, 45.99% escameras y el 46.38% de otro tipo; la mayoría de las lanchas (71.53%), mientras que las de altura corresponden al 2.81% (6). Tan solo en el Golfo de México se encuentran registradas 4,418 cooperativas, repartidas de las siguientes maneras: Campeche 117, Yucatán 32, y Quintana Roo 30. La actividad pesquera ha sido durante muchos años, el eje económico de las comunidades alrededor de Laguna de Términos. Las principales especies que existen o habitan son el camarón, la escama y el ostión. Cabe señalar que en el estado existen 11 mil 420 productores pesqueros, por lo que generó empleos directos e indirectos (7). Es importante mencionar que solo se está trabajando con 75 cooperativas registradas, originarias de la localidad de Ciudad del Carmen.

MATERIALES Y MÉTODO

Área de estudio

El estudio se realizó en el municipio del Carmen (Figura 1), tiene una extensión territorial de 9,720.09 km², representa el 17.1% de la superficie del Estado. Se ubica en los paralelos 17°52' y 19°01' de la latitud norte y los meridianos 90°29' y 92°28' de longitud oeste de Greenwich, colinda con el norte del Golfo de México y el municipio de Champotón, al sur con el municipio de Palizada y el Estado de Tabasco, al este con los municipios de Escárcega y Candelaria (8).

La vegetación predominante es de tipo dunas costeras, manglares, vegetación de pantano como tular, carrizal y popal, selva baja inundable, palma inundable, matorral espinoso inundable, matorral inerme inundable, vegetación de las fanerógamas permanentes inundadas como son los pastos marinos (9). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano y alto grado de humedad (10).

Se realizó una investigación en el Sector Pesquero de Ciudad del Carmen, Campeche, el estudio es de tipo mixto (cuantitativo y cualitativo), descriptivo y observacional siguiendo la metodología de (11) y (12). Se elaboró una encuesta semiestructurada con 46 ítems, se consideraron dos ejes: el Social (educación, seguridad, espacios y servicios, participación social y el eje Ambiental, se tomaron fotografías, se utilizó el análisis FODA para detectar las necesidades de la población pesquera. El tamaño de la muestra incluye 75 Cooperativas pesqueras de la localidad de Ciudad del Carmen, Campeche durante el periodo octubre 2015- enero 2016.

Se consideraron empresas que son cooperativas pesqueras del municipio, personas de oficio pescador, personal que trabaja en las cooperativas, excluyendo aquellas personas que no cuenten con oficio de pescador, que no trabajen en la cooperativa y no sean miembro de la cooperativa. El estudio se dividió en tres etapas: la primera consistió en la generación del instrumento en el mes de octubre, se elaboró una encuesta con 46 ítems, que consta de preguntas abiertas y cerradas relacionadas con el eje social y ambiental, con la finalidad de identificar la problemática de las cooperativas pesqueras y los pescadores de Ciudad del Carmen, Campeche. La segunda fase consistió en la recolección de la información durante los meses de octubre a noviembre del 2015. Se aplicó la encuesta a los representantes de las cooperativas, así como también a un socio o trabajador. Se realizó la técnica diagnóstica observacional. La tercera etapa se inició con la búsqueda de información primaria, secundaria, y terciaria, se utilizó una base de datos para homogeneizar la información de las 75 cooperativas de la localidad de Ciudad del Carmen, Campeche. Se analizó con el programa SoftDiagnostico, programa elaborado por los estudiantes de 9 Semestre de la Carrera Ingenierías en Sistemas Computacionales y el programa Excel versión 2013.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Educación e Infraestructura

El nivel educativo en las cooperativas pesqueras de Ciudad de Carmen oscila entre el nivel máximo de 44.4% primaria, 27.8% secundaria, 16.7% bachillerato y nivel mínimo de 11.1 % preescolar. El 67.9% menciona que la infraestructura mobiliaria educativa está en buenas condiciones, solo un 32.1% (n=25) comenta lo contrario, se necesita un medio de transporte gratuito para desplazarse a las instituciones educativas ya que estas se encuentran muy retirada.

Seguridad, Espacios y Servicios.

Ciudad del Carmen requiere mantenimiento en sus servicios básicos como agua potable, drenaje, internet, transporte público, comercio, áreas recreativas. Se requiere la construcción de parques recreativos, campos deportivos, muelles, algunas calles necesitan pavimentación, un alumbrado público eficiente, un mejor servicio de seguridad pública, y vigilancia en las colonias. Las embarcaciones se encuentran resguardadas en bodegas de las cooperativas, el malecón, el muelle y en algunos casos en albergues petroleros o comunitarios.

Participación Social

Los pescadores participan en numerosos eventos que se organizan en Ciudad del Carmen como: colectas de basura, faena para el chapeo de maleza, torneo de pesca, bailes para recaudar fondos. Se necesita una buena comunicación con los patronos, un trato digno y humano hacia los pescadores.

Ambiental

Conocimiento de los requerimientos para adquirir algún permiso.

Con respecto al sector pesquero en Ciudad del Carmen el 83.1% (n=64) de los pescadores, saben dónde adquirir los permisos de pesca que las cooperativas manejan, el 74.7% (n=59) cuenta con los permisos para capturar las diferentes especies, entre la que destaca el camarón, seguido del permiso de pesca de escama o pesca comercial, el de tiburón, de crustáceo y de caracol representado por un 19% (n=15) que no cuenta con ese permiso. Los tipos de permisos para la captura de alguna especie marina, lo determina cada cooperativa; existen cooperativas que por lancha poseen, adquiere de dos a más permisos, incluso para la misma especie.

Tipos de especies que lograban capturar hace cinco años.

En Ciudad del Carmen 55 pescadores mencionaron que las especies que lograban capturar hace cinco años eran el camarón, seguido de la jaiba, el tiburón y el pulpo, entre otras especies como son el robalo, pámpano, sábalo, cazón, ralla y el ostión, estas especies se siguen capturando pero no con la misma cantidad y calidad. Considerando que las cooperativas de Ciudad del Carmen capturan y comercializan más camarón, el tipo de red que más utilizan es de tipo Arraste (n=36) pescadores, seguido del tipo palangre (n=26) pescadores, (n=25) pescadores utilizan del tipo anzuelo, algunas de estas redes son elaboradas con el filamento o monofilamento, en algunos casos también se utilizan la red gallera y de robalo. Se sugiere que se tomen medidas de regulación apropiadas con la finalidad de disminuir el impacto sobre los recursos marinos.

Problemáticas ambientales

Los principales problemas de contaminación detectados en el sector pesquero sigue siendo la contaminación del mar ocasionados por las empresas irresponsables 50% (n=38), que vierten sus residuos contaminados y tóxicos al mar, como los derrames de petróleo, se presenta una sobreexplotación del recurso marino y su fauna, o la depredación, ocasionadas por las acciones

antropogénicas del hombre, aunado en parte a que no se respetan los periodos de veda, sin embargo el 73.3% (n=55) de los pescadores conoce alguna ley para los periodos de veda y el 20% (n=15) lo desconoce, existe una carencia de multas y sanciones para respetar los tiempos de veda, además de una carencia de trabajo temporal, no hay una mayor vigilancia en la zona pesquera, existe un mal manejo de los residuos orgánicos e inorgánicos y se presentan malos olores provenientes de la basura encontrada en ríos y orillas del mar, lo que genera una contaminación en el aire y suelo. Existe una contaminación sónica representada en un 7.9% (n=6) de las embarcaciones de mayor tamaño.

Aun se sigue empleando el tipo de arte de pesca inadecuado con el uso indebido de mallas (5.3%), muchas de las especies capturadas no son aprovechadas para comercialización y autoconsumo, en ocasiones los peces se devuelven al mar pero sin vida.

El 48.1 % de los motores de los pescadores se encuentran en malas condiciones (n=37), solo un 42.9% (n=33) mencionó que sus motores no contaminan porque son amigables con el medio ambiente. Es urgente sustituir motores de 2 tiempos por motores ecológicos e implementar campañas para la sensibilización y concientización para minimizar el impacto de contaminación. En la agricultura se emplean agroquímicos que dañan el suelo y consecutivamente afectan el manto acuífero, la ganadería contamina por los desechos (estiércol de los animales) generando malos olores, y contaminación del suelo. Es mínima la gente que le da un segundo uso a los residuos orgánicos, entre esos usos se encuentra donarla o venderla a los jaiberos, ya que ellos la utilizan como carnada para extraer las jaibas. Es necesario implementar estrategias de educación ambiental y de salud en la población pesquera.

El nivel máximo educativo de los pescadores de las cooperativas de Ciudad de Carmen, es nivel primaria, esto coincide con (13), indica que los pescadores tienen el nivel de primaria o secundaria incompleto justificando el abandono de estudios por la necesidad de contribuir al ingreso familiar o por la falta de recursos económicos para asistir a las escuelas (14), identificó tres grupos: el primero por pescadores con primaria y secundaria incompleta; el segundo por aquellos que se integraron a la pesca por no estudiar, y por último, el grupo de hijos de pescadores que estudian carreras técnicas relacionadas con la pesca.

Ciudad del Carmen cuenta con todos los servicios básicos áreas recreativas como los parques, campos deportivos, áreas infantiles, donde es necesario el mantenimiento de estas áreas, aunque los pescadores lo consideran necesarios para convivir con sus familias y sus compañeros de trabajos, esto concuerda con (15, 16) al considerar la recreación como un conjunto de actividades agradables y divertidas, realizadas durante el tiempo libre y que se promueve el desarrollo integral de las personas. Los pescadores participan en diferentes eventos sociales como las faenas de chapeo, colecta de basura, torneos de pesca, bailes, y muchas otras actividades, esto se relaciona con (17, 18), quienes menciona que la participación social comprende diferentes actividades, salir de casa hasta acudir a lugares públicos y conocer o estar informada de sus derechos y deberes.

En Campeche se han reportado más de 320 especies de peces (19), en especial en Ciudad del Carmen, (20) indica que la laguna de Términos es un área de conservación para anidación, descanso y paso migratorio de diferentes aves, (21) menciona que es un área de crianza de camarones juveniles, constatando que las cooperativas de ciudad del Carmen aún comercializan los camarones como fuente de ingreso económico (22), por su parte, destaca la importancia ecológica de la biodiversidad con un registro de 214 especies de peces, indicando que los peces pasan alguna de sus etapas de ciclo de vida en los sistemas lagunares-estuarinos. De esta alta biodiversidad inciden dos grandes tipos de explotación: la flota camaronera de arrastre y la flota artesanal o ribereña basado en recursos de escama y molusco (3, 4), en el trabajo de investigación se reporta que aún persiste la pesca artesanal o ribereña, es de notar que los pescadores de las cooperativas, obtienen los permisos para tipo Camarón y Escama marina.

Los pescadores utilizan las redes tipo arrastre, palangre, anzuelo y lanza, debido al tipo de especie que capturen, (23, 24) mencionan que la diversidad de especies obliga a que el pescador disponga de trabajos múltiples (tipo de embarcación, redes, anzuelos y trampas), debido a los diferentes métodos para capturar la diversidad de especies marinas (25) por su parte, indica que los métodos de pesca son aquellas formas que se combinan por ejemplo, tipo de captura, medios, actividades y propósito de la captura.

De acuerdo a la información recabada de las distintas cooperativas, las actividades productivas que más contaminan al mar son la industrial, la ganadera y la agricultura, una de las industrias más conocida es Pemex, coincidiendo con diferentes autores, (19) al mencionar que a finales de los años setenta cuando arribo la paraestal (PEMEX), generó varios despuntes, uno de estos es el crecimiento acelerado de Ciudad del Carmen, la crisis de la actividad pesquera al restringir sus áreas y después por efectos de la contaminación, (15) el vertimiento de los desechos, provocando un deterioro de los recursos y puesta en riesgo de la pesquería, (14) mencionan que otros tipos de factores que afectan a las pesquerías artesanales, son la eutrofización, la sobre pesca y la contaminación generada por prácticas agrícolas y pecuarias inadecuadas. La mala disposición de los residuos orgánicos e inorgánicos, ya sean sólidos o líquidos, encontrándose en las orillas del mar o ríos (21), no respetan los periodos de vedas, desconocen las características del tipo de mallas o los efectos que pueden provocar al utilizar una malla inadecua, esto coincide con (28) al indicar que los pescadores no respetan los periodos de veda, siguen utilizando el arte de pesca inadecuada con las mallas no permitidas y la reducción de la superficie de pesca.

Con respecto a las especies que se pescaban en el pasado aún se encuentra el camarón, pulpo, pero con diferente cantidad y calidad coincide con (12) quien destaca que la temperatura y la salinidad son los principales factores ecológicos que actúan de manera junta o separada en la modificación de la estructura, funcionamiento y distribución de los organismos marinos y estuarinos, tomando en cuenta que la FAO, (2010) menciona que el cambio climático está modificando la distribución de especies marinas, el cambio climático tiene que ver con el cambio del clima, es decir la temperaturas y la lluvia (21).

CONCLUSIÓN

El estudio realizado en las cooperativas de la localidad de ciudad del Carmen, refleja el grado máximo de estudio de los pescadores a nivel primario. Las instituciones educativas cuentan con una infraestructura insuficiente, con necesidad de mantenimiento. Las áreas recreativas de Ciudad del Carmen, requieren mantenimiento para la convivencia de las familias de la localidad. Existe una participación social por parte de los encuestados en diferentes eventos que organizan la comunidad o las cooperativas pesqueras. Existe una falta de información y cultura de los habitantes de la localidad en el sector pesquero sobre los impactos ambientales que se generan día con día.

Las actividades productivas que más contaminan en la localidad de ciudad del Carmen, Campeche es la industria, la ganadería, la agricultura, la pesca y la acuicultura, debido a las actividades que se practican en cada una de ellas, parte de la crisis no se respeta el periodo de veda, la sobreexplotación del recurso, el cambio climático, la contaminación sónica y el uso inadecuado de los tipos de artes. Las especies que aún se siguen capturando en la comunidad de Ciudad del Carmen es el Camarón, la Jaiba, el Tiburón, el Pulpo, el Robalo, el Pámpano, el Sábalo, el Cazón, la Ralla y el Ostión. Los tipos de permisos para capturar las especies son para camarón, escama marina, tiburón, pesca comercial, crustáceo y caracol, tienen conocimiento para tramitar algún permiso. Es urgente generar diagnósticos en las cooperativas pesqueras del Estado de Campeche.

REFERENCIAS

1. Cahuich Carrillo, A, J. (2011). *Ecoturismo como alternativa de uso sustentable de los recursos naturales en el corredor costero Isla Aguada-Sabancuy, Campeche*. (Tesis) Universidad Autónoma del Carmen, Ciudad del Carmen, Campeche. En: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (1999). [En línea] *Biodiversidad*. http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/estadisticas_2000/compendio_2000/03dim_ambiental/03_04_Biodiversidad/index.shtml
2. SEMARNAP (2000). *Anuario Estadístico de Pesca*. SAGARPA. Instituto Nacional de Pesca. En el texto aparece como SEMARNAT 1999.
3. García C., J; Arreguín S., F; Hernández V., S; Y Lluch C., D.B. (2004). *Impacto ecológico de la industria petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: una revisión internacional*. Vol. 29, núm. 6. Caracas, Venezuela.
4. CONAPESCA (2002). *Anuario Estadístico de la Pesca 2001*. SAGARPA. México.
5. SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2011). *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (2011)*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. México.
6. Uzcanga P., N. G., Maya M., A., Cano G., A. *Diagnóstico Sectorial Para La Planeación en el Estado de Campeche*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas Y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Sureste. San Francisco de Campeche, Campeche, México 148p En: Gobierno del Estado de Campeche. 2010. Primer informe de Gobierno 2009-2015. Anexo estadístico. Apartado: Crecimiento Económico, agosto de 2010.
7. SAGARPA (2008). *Evaluación Estatal del Programa de Acuicultura y Pesca 2007*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Campeche.
8. Gobierno Municipal del Carmen. (2013). *Plan municipal de desarrollo 2012-2015*. Ciudad del Carmen, Campeche. Disponible en <http://www.carmen.gob.mx/Ayuntamiento/PMD%20Carmen%20BookFinal.pdf> [24/09/2015].
9. Ayuntamiento del Carmen. (2011). *Atlas de peligros naturales del municipio de Carmen*. (2011). Disponible en: http://www.carmen.gob.mx/transparencia/web/Ayuntamiento/2014/OB23/ATLAS_DE_PELIGROS_CARMEN_2011.pdf [12-10-15]
10. Secretaría de administración e innovación gubernamental. (2015). *Clima*. Disponible en: <http://www.campeche.gob.mx/campeche-sp-10517/geografia/clima>.
11. Geilfus, F. (2007). 80 herramientas participativas para el desarrollo participativo. Diagnóstico, planificación, monitoreo y evaluación. San José-Costa Rica.
12. Hernández-Sampieri, R., Fernández-Collado, C. y Baptista-Lucio, P. (2006). *Metodología de la Investigación*. 4ed. McGRAW – Hill Interamericana de México, S.A de C.V.
13. Villegas Calzada, J. (2012). *La pesca artesanal como estrategia de sobrevivencia: el caso de los pescadores de ciudad del Carmen, Campeche*. (Seminario de tesis). Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales sede México.
14. Ochoa, Arnulfo (1988). *Antropología de la gente del mar. Los pescadores de sardina en Ensenada, B.C. México*: INAH.
15. Salazar, C. G. (2007). *Recreación*. (1a ed.). Costa Rica: Editorial UCR.
16. Romero Barquero, Cecilia Enith; (2010). *Propuesta organizacional del área de recreación para la Universidad Estatal a Distancia*. Educación, Julio-Diciembre, 197-230.
17. INSERSO. (2008). *La participación social de las personas mayores*. 1ra ed. Instituto de Mayores y Servicios Sociales. España.
18. Vega, J. L. (2002). *Niveles de actividad y participación social de las personas mayores de 60 años*. Revista interuniversitaria de formación del profesorado, n°45.
19. Flores-Hernández D, Sánchez-Gilp P. Seijo JC, Arreguín-Sánchez F, Eds. (1977). *Análisis y Diagnósticos de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 7. 496 pp.
20. Gallardo, J., E. Velarde y R. Arreola (2004). *Aves del golfo de México y las áreas prioritarias para su conservación*. En: Caso, M., I. Pisant y E. Ezcurra (eds). *Diagnóstico ambiental del golfo de México*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de ecología, Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México. DF.
21. Villalobos-Zapata, G, J. (2015). *Conservación y manejo del Área de protección de flora y fauna “Laguna de Términos”*. En: Ramos Miranda J., y G. J. Villalobos zapata (editores), 2015. Aspectos socioambiental de la región de la launa de términos, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. 1-20 p.
22. Bello, P, J., Ortiz, L. L., Ramírez, C, E., Aquino, J, R., Castillo, D, S. (2009). *Diagnóstico biofísico de la zona costera del golfo de México*. EN adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del golfo de México Jacinto Buenfil Friedman. SEMARNAT-INE. México. ISBN 978-968-817-928-4.

23. Méndez-Guevara, D. N. (2004). *Nuevo Campechito, Campeche: Ambiente, Economía y Cultura en la Sociedad de Pescadores*. (Tesis). Universidad Iberoamericana Ciudad de México. En Quezada, Ricardo e Yvan Breton (1996) *ANTROPOLOGIA MARITIMA: pesca y actores sociales*. México: Universidad Autónoma de Yucatán, FOMES.
24. Quezada, Ricardo e Yvan Breton (1996) *Antropología Marítima: Pesca y actores sociales*. México: Universidad Autónoma de Yucatán, FOMES.
25. Bottemanne, C. J. (1992). *Economía de la pesca*. México: Fondo de Cultura Económica.
26. Pat-Fernández, L. A y Calderón-Gómez, G. (2012). *Caracterización del perfil turístico en un destino emergente, caso de estudio de Ciudad del Carmen, Campeche*. Núm. 18. Valdivia, Chile.
27. INPESCA (2008). *Estrategia para el Desarrollo Sostenible de la Pesca Artesanal, La Seguridad Alimentaria y la Reducción de la Pobreza de las Familias Vinculadas 2008-2015*. Nicaragua.
28. Hilborn, R. & R.M. Peterman (1996). The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. En: *Precautionary Approach to Fisheries. Part 2: Scientific papers. FAO Fish. Tech. Pap.* (350/2): 77–101.
29. Rivera, Arriaga. E. (2012). *Residuos Sólidos*. Secretaría de Medio Ambiente y Aprovechamiento Sustentable. Campeche.
30. Guevara, E; Álvarez, H; Mascaró, M; Rosas, C y Sánchez, A. (2007). *Hábitos alimenticios y ecología trófica del pez Lutjanus griseus (Pisces: Lutjanidae) asociados a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche*. Vol. 55. Núm. 3-4. San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica. En: Kine, O. 1971. *Salinity: Invertebrates*. In O. Kinne (ed). *Marine Ecology*. Wiley-Interscience, Nueva York, EEUU.
31. FAO (2010). *Estudio social de la pesca en México: Diagnostico sobre la problemática social de los pescadores, su entorno y su visión sobre las posibles soluciones a los problemas que afectan la pesca*. ROMA.

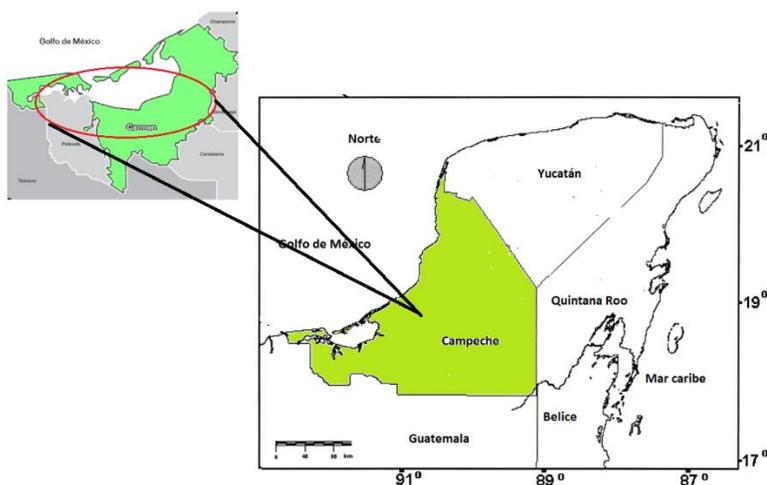


Figura 1. Ubicación geográfica de la localidad de Ciudad del Carmen.
Fuente: Elaboración Propia.

Capítulo X. Análisis de DDT en sedimento marino de las Bahías de Lobos y Yavaros, Sonora.

Solórzano Meza J. L., Balderas Cortés J. J., Meza Montenegro M. M., García Medina M. E. y Mondaca Fernández I.

*joseluisolorzanomeza@hotmail.com

RESUMEN

La zona agrícola del sur del Estado de Sonora (valles del Yaqui y Mayo), constituye una de las áreas más productivas del estado; abarca 3 distritos de riego con un poco más de 380 mil hectáreas en las cuales se aplicaron y se siguen aplicando una gran gama de plaguicidas. El DDT es bien absorbido y resistente a la biodegradación en sedimentos y suelos (vida media de 3 a 10 años) e insoluble en agua donde se ha probado una vida media de 22 años, la cual es en general, de 3 a 35 años. Considerando los riesgos que implican los plaguicidas organoclorados para la salud humana, ambiental y vida salvaje, el objetivo del presente trabajo fue determinar DDT en muestras de sedimento marino, mediante cromatografía de gases para establecer los niveles de contaminación. Se eligieron 5 puntos estratégicos en cada Bahía (Yavaros y Lobos), en donde se recolectó una muestra de sedimento por punto (5 muestras de sedimento por Bahía). La extracción de DDT en sedimento se realizó por la metodología de microextracción por cromatografía en columna de florisil. Los resultados obtenidos de las concentraciones DDT en sedimento marino de Bahía de Lobos se encontraron desde no detectados hasta 24.86 µg/kg, en Bahía de Yavaros se encontraron desde no detectados hasta 15.91 µg/kg. Por lo tanto se concluye que a pesar de no encontrar residuos de DDT en todas las estaciones de ambas zonas, el sedimento de Bahía de Lobos y Bahía de Yavaros está contaminado por DDT.

ABSTRACT

The agricultural area of southern Sonora State (Yaqui and Mayo valleys), is one of the most productive areas of the state; It comprises 3 irrigation districts with a little over 380 thousand hectares in which they were applied and continue to apply a wide range of pesticides. DDT is well absorbed and resistant to biodegradation in sediments and soils (half-life of 3 to 10 years) and insoluble in water which has been tested an average life of 22 years, which is generally from 3 to 35 years. Considering the risks involved organochlorine pesticides to human, environmental and wildlife health, the objective of this study was to determine DDT in marine sediment samples by gas chromatography to determine the levels of contamination. 5 Strategic points were chosen in each bay (Yavaros and Lobos), where a sediment sample per point (5 samples of sediment Bay) was collected. DDT extraction was performed sediment methodology microextracción by florisil column chromatography. The results of DDT concentrations in marine sediment Lobos Bay found from undetected to 24.86 µg/kg, in Yavaros Bay were found from undetected to 15.91 µg/kg. It is therefore concluded that despite not finding DDT residues in all seasons in both areas, sediment of Lobos Bay and Yavaros Bay is contaminated by DDT.

INTRODUCCIÓN

México cuenta con regiones agrícolas muy productivas en el estado de Sonora. En el sur de este estado se localizan los valles del Yaqui y Mayo.

La zona agrícola del sur del Estado de Sonora, comprendida por los valles del Yaqui y Mayo, constituye una de las áreas más productivas del estado; abarca 3 distritos de riego con un poco más de 380 mil hectáreas. En el estado, los cultivos que predominan en orden de importancia son: trigo. Algodón, soya, cártamo, maíz, frijol, ajonjolí, sorgo y arroz; en las hortalizas: tomate, lechuga y papa; en los perennes: alfalfa, vid y cítricos (1).

La aplicación intensiva de plaguicidas sintéticos se inició en el país hacia 1948, con la introducción del DDT y, posteriormente, de otros plaguicidas organoclorados. Según los datos disponibles, actualmente las regiones con mayor uso de plaguicidas son: Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco, Nayarit, Colima, Sonora, Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México, Puebla y Oaxaca. Se calcula que en ellas se aplica el 80 % de total de plaguicidas usados en el país, lo que comprueba que el uso de plaguicidas tiene una fuerte concentración en algunas regiones y algunos cultivos. (2).

El DDT es un compuesto organoclorado sintético, cristalino, de color blanquecino, cuya molécula (C₁₄H₉Cl₅) es relativamente estable y de lenta degradación por la luz solar o la oxidación, su peso molecular es 354.49 (3). Es bien absorbido y resistente a la biodegradación en sedimentos y suelos (vida media de 3 a 10 años) e insoluble en agua donde se ha probado una vida media de 22 años, la cual es en general, de 3 a 35 años, estas características le permiten una alta persistencia en el ambiente y facilitan su entrada a la cadena alimenticia (4).

El DDT fue ampliamente utilizado en comunidades endémicas de paludismo en México, y debido a su persistencia, ahora lo encontramos en diferentes medios tales como sedimentos de lagunas costeras (5; 6; 7). Los plaguicidas tienden a ser más altos en lugares intervenidos por el hombre con cultivos intensivos y la continua fumigación (8), suelen encontrarse a niveles traza en muestras tanto biológicas, como ambientales, por lo que se requieren metodologías sensibles y de bajo costo para su análisis (9).

El mal manejo de los plaguicidas afecta a los ecosistemas y a las poblaciones humanas que habitan en ellos, ya que sus organismos son expuestos directa o indirectamente a través de la trama trófica y los ciclos biogeoquímicos (10), se ha visto que los plaguicidas son capaces de causar serios daños a las poblaciones de estos (11) debido a que en Sonora por ser un lugar en donde predomina la agricultura y sus antecedentes respecto al uso de los plaguicidas se plantea la siguiente problemática: ¿Se logrará establecer los parámetros de linealidad, precisión y exactitud para la extracción y purificación de residuos de plaguicidas organoclorados en sedimento marino, para así estandarizar la técnica y caracterizar Bahía de Lobos y Bahía de Yavaros?.

Considerando los riesgos que implican los plaguicidas organoclorados para la salud humana, ambiental y vida salvaje, se desea estudiar muestras de sedimento marino para cualificar y cuantificar los plaguicidas organoclorados presentes en dichas muestras y conocer que tan expuesta esta el ecosistema estuario del sur del estado de Sonora

MATERIALES Y MÉTODO

Área de estudio

La zona de estudio de Bahía de Yavaros se localiza en la costa sur del estado de Sonora, a 10km al sur de la ciudad de Huatabampo; se encuentra ubicada entre los 26° 42' y 26° 45' de latitud norte, 119° 50' y 119° 25' de longitud oeste. En cuanto a Bahía de Lobos se localiza en el Municipio de San Ignacio Rio Muerto del Estado de Sonora, México sus coordenadas geográficas son Longitud: 27° 21' 0.6'', Latitud: 110° 27' 17'' (Figura 1).

Limpieza del material

Se sumergió el material en jabón enzimático al 1% (extran) durante 24 horas, posteriormente se enjuagó con agua de la llave y con dos lavados de agua destilada. Se sumergió el material en mezcla sulfocrómica durante al menos 12 horas y se enjuagó con agua de la llave y agua destilada (1x2). Una vez que el material escurrió hasta sequedad, se procedió a la limpieza mediante la mufla durante 15 minutos a 400°C (excepto el material volumétrico), esto con la finalidad de eliminar todos los residuos orgánicos. Finalmente se lavo el material con acetona y hexano (1x2).

Procedimiento

Se preparo una solución patrón de 100 ppm en 5 mL, a partir de ésta se preparó una solución de 10 ppm en 5 mL y posteriormente las soluciones de trabajo de 50 ppb, 100 ppb, 250 ppb, 500 ppb y 1000 ppb, las cuales se utilizaron para realizar la curva de calibración.

Toma de muestras

Se eligieron 5 puntos estratégicos en cada Bahía (Yavaros y Lobos), en donde se recolectó una muestra de sedimento por punto (5 muestras de sedimento por Bahía), Las muestras fueron tomadas en frascos de vidrio de 500 mL de la capa superficial del sedimento, se resguardaron en hieleras a 4°C, se transportaron al laboratorio de toxicología ambiental ubicado en el edificio CIIBAA del Instituto tecnológico de Sonora en donde se seco a 25°C en un horno (BOEKEL SCIENTIFIC) durante 7 días, se tomó una alícuota de 100 g y se guardo a -20°C en un congelador GENERAL ELECTRIC modelo FCM 7DTA WH) hasta su posterior análisis.

Parámetros del cromatógrafo

Se utilizó un cromatógrafo de gases Agilent Technologies 7890A equipado con micro detector de captura de electrones (μ -ECD) específico para plaguicidas organoclorados. Las condiciones cromatográficas fueron las siguientes: Temperatura del inyector 270 °C, Temperatura del detector 340°C, Temperatura inicial de columna 110°C, velocidad de calentamiento 15 °C/min, Temperatura final de columna 280°C, con un tiempo de permanencia de 2 min. El flujo de columna fue de 2.3 mL/min, utilizando Helio como gas acarreador. La columna fue una DB-5 con una longitud de 30 m, diámetro 0.25 mm y película de 0.25 μ m. Se utilizó Nitrógeno como gas auxiliar a un flujo constate de 30 mL/min.

Preparación de muestras

Se pesaron 0.5 g de muestra de sedimento marino, en una balanza semianalítica.

Se prepararon las muestras fortificadas, colocándose en una jeringa de florisil y se adicionan 100 μ L de una solución de 1000 (μ g/L) a la muestra problema.

Purificación de la muestra utilizando columna empacada

Para la activación de la jeringa de florisil se agregaron las siguientes soluciones; Diclorometano (5 mL), Acetona (5 mL) y Hexano (5 mL).

Se colocó la muestra, acomodándola de tal manera que la superficie se mantenga horizontal, se agregó una mezcla de Diclorometano-Hexano (30-70) en la jeringa para iniciar la elución y se colectó el solvente hasta obtener 6 mL del eluato aproximadamente.

Se llevó a evaporar el eluato a sequedad en un rotovapor (N-EVAP-111) con temperatura no mayor a 35 °C y con flujo de aire puro. Se reconstituyó la muestra con 150 µL de hexano para inyectar en el cromatógrafo de gases.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis cualitativo

La identificación del plaguicida de interés (p,p'-DDT) en el presente estudio, se determinó el tiempo de retención (tr) del mismo inyectando en el cromatógrafo de gases (Agilent Technologies 7890A) los estándares, a una concentración de 1000 µg/L (ppb). En la figura 2 se presenta el cromatograma obtenido para el análisis de interés. El tiempo de retención para el p,p'-DDT fue 11.705.

Linealidad del sistema

La respuesta del micro detector de captura de electrones (µ-ECD) del equipo se mantuvo lineal en un intervalo de 50 µg/L a 1000 µg/L después de la inyección de las soluciones del plaguicida de concentración conocida; el coeficiente de determinación (R²) fue mayor a 0.99 para el plaguicida analizado (tabla 1 y figura 3), cumpliendo con los estándares establecidos por la USDA.

Precisión y exactitud del método cromatografía en columna para sedimento marino

Para obtener el parámetro de precisión se evaluaron el porcentaje de recobro y el coeficiente de variación, los cuales fueron obtenidos a partir de un sextuplicado de una muestra blanco fortificado con una solución de 1000 µg/L (ppb) de p,p'-DDT. El porcentaje de recobro del plaguicida de interés estuvo dentro del intervalo de 80 al 120 % y el coeficiente de variación fue menor a 20. Los resultados obtenidos para el p,p'-DDT se muestran en la tabla 2.

Límites de detección (LD)

Para obtener el límite de detección se realizaron inyecciones al CG de concentraciones menores a los estándares de los plaguicidas organoclorados, esto con el fin de determinar la concentración mínima sensible al detector. El límite de detección para el p,p'-DDT fue de 0.1 ppb.

Límites de cuantificación (LC)

El límite de cuantificación se determinó realizando inyecciones al CG, con el fin de determinar la concentración mínima que se puede extraer. El límite de cuantificación para el p,p'-DDT fue de 1 ppb.

Comparación de las concentraciones de p,p'-DDT en Bahía de Lobos y Bahía de Yavaros.

La tabla 3 muestra los resultados obtenidos en los diferentes puntos de muestreo de las dos bahías analizadas, sobresaliendo los puntos de bahía de Lobos, Sonora sobre Bahía de Yavaros, observándose los resultados en la figura 4.

Los resultados obtenidos (12), muestran los niveles de plaguicidas organoclorados en suelo de la comunidad de Pótam, en donde el DDT total fue de 34.22 $\mu\text{g}/\text{Kg}$. Las muestras de suelo tomadas de Pótam son similares a la concentración media obtenida de las muestras de sedimentos 15.91 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ y 24.86 $\mu\text{g}/\text{Kg}$, tomadas de Bahía de Yavaros y Bahía de Lobos.

CONCLUSIÓN

Se estandarizó el método de limpieza por florisil para purificación y extracción de residuos de plaguicidas organoclorados en sedimento marino cumpliendo con parámetros establecidos por la USDA, siendo el DDT el plaguicida analizado.

Tras realizar la cuantificación de DDT en sedimentos mediante cromatografía de gases, se concluye que a pesar de no encontrar residuos de DDT en todas las estaciones de muestreo en ambas zonas el sedimento de Bahía de Lobos y Bahía de Yavaros está contaminado por DDT según el diario oficial de la federación de 1991, la concentración máxima para Bahía de Lobos fue de 24.8644 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ mientras que para la Bahía de Yavaros la concentración máxima fue de 15.9124 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

REFERENCIAS

1. Tapia, P. (2006). Determinación de plaguicidas organoclorados (POC) en niños residentes del Ejido Guadalupe Victoria, Valle del Yaqui, Sonora. Instituto Tecnológico de Sonora, México. Pp. 46-47.
2. Albert, L.A. (2005). Panorama de los plaguicidas en México, Revista de toxicología en línea, México. Pp. 1-5.
3. INE. Instituto Nacional de Ecología. Recuperado de: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/folleto/91/91.html> el día 12 de julio del 2016.
4. Torres-Sánchez, L. y López-Carrillo, L. (2007). Efectos a la salud y exposición a p,p'-DDT y p,p'-DDE. El caso de México Ciencia&SaúdeColetiva [en línea]. 12 (janeiro-março) : [Fecha de consulta: 17 de mayo de 2015] Disponible en:<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63012106>ISSN 1413-8123.
5. Noreña-Barroso, E., Zapata-Pérez, O., Ceja-Moreno, V. y Gold-Bouchat, G. (1998). Hidrocarbon and organochlorine residue concentrations in sediments from Bay of Chetumal, México. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 61: 80-87.
6. Carvalho, F.P., Villeneuve, J.P., Cattini, C., Tolosa, I., Montenegro-Guillén, S., Lacayo, M., Cruz, A. (2002). Ecological risk assessment of pesticide residues in coastal lagoons of Nicaragua. Journal of Environmental Monitoring, 4: 778-787.
7. Gonzalez-Farías, F., Cisneros Estrada, X., Fuentes Ruiz, C., Díaz González, G., Botello A.V. (2002). Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in northwest Mexico. Environ. Technol., 23: 1247-56.
8. Holvoet, K.M.A., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P.A. (2007). Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. Ecological Modelling. 209:53-64.
9. Moreno-Villa, E.D. (2012). Análisis de piretroides en suelo y agua de zonas agrícolas y urbanas de los valles del Yaqui y Mayo, Revista internacional de contaminación ambiental, México.
10. Maloschik, E., Ernst, A., Hegedüs, G., Darvas, B., Székács, A., 2007. Monitoring water polluting pesticides in Hungary. Microchemical Journal. 85:88-97.
11. COFEPRIS. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. (2004). Catálogo de plaguicidas. Recuperado de: <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Plaguicidas%20y%20Fertilizantes/PlaguicidasYFertilizantes.aspx> el día 5 de mayo 2015.
12. Orduño, R. (2010). Niveles de plaguicidas organoclorados en niños de la comunidad de Pótam, Sonora y evaluación de posibles rutas de exposición., Instituto Tecnológico de Sonora, México. Pp. 97.
13. DOF. Diario oficial de la federación. (1991). Catalogo oficial de plaguicidas. Secretaría de Gobernación [En línea]. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4739545&fecha=19/08/1991
14. United States Department of Agriculture (USDA). (1991). Analytical Chemistry Laboratory Guidebook. Residue Chemistry. Science and Tecchnology.FSIS.Washington, D.C. 400 p.

Tabla 1. Coeficiente de determinación del DDT.

Plaguicida	Coeficiente de determinación (R ²)
p,p'-DDT	0.999654

Tabla 2. Parámetros de calidad del método de limpieza por florisil para sedimento marino.

Criterio	USDA,EPA			
	(% R)	CV	(%R)	CV
pp'- DDT	80	16.46	80-120	≤20
*USDA 1991.	%R= 80-120,	CV= <20, R ² >0.99	EPA. %R= 70 -130	

Tabla 3. Concentración encontrada en Bahía de Lobos y Bahía de Yavaros en las distintas estaciones de muestreo.

Estaciones	Bahía de Lobos (µg/Kg)	Bahía de Yavaros(µg/Kg)
1	≤L.D.	6.32
2	≤L.D.	≤L.D.
3	8.41	6.56
4	24.86	2.3468
5	15.23	15.91

*L.D.= 0.1 µg/Kg; L.C.= 1 µg/Kg.

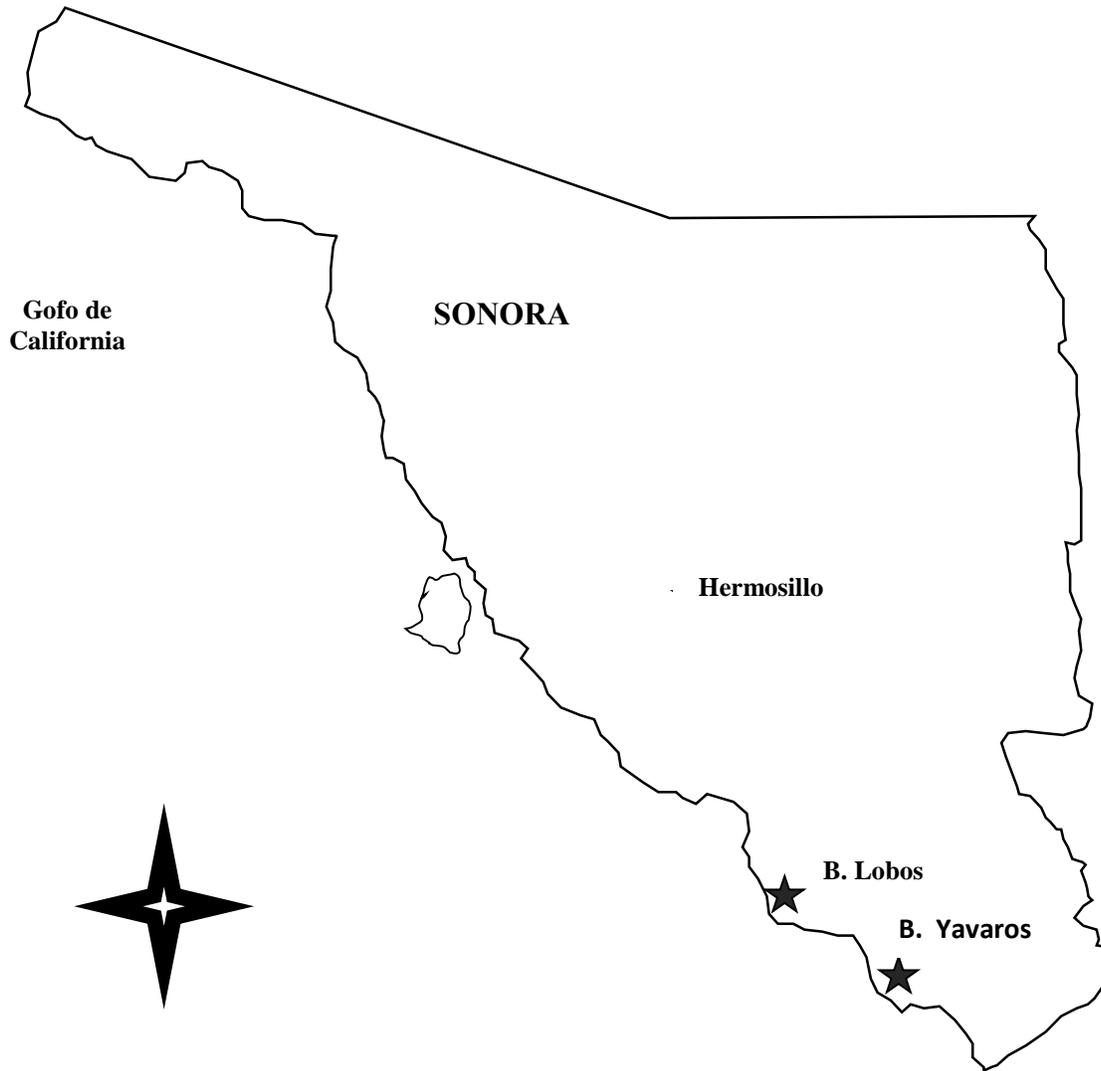


Figura 1. Bahía de Yavaros y Bahía de Lobos, Sonora.

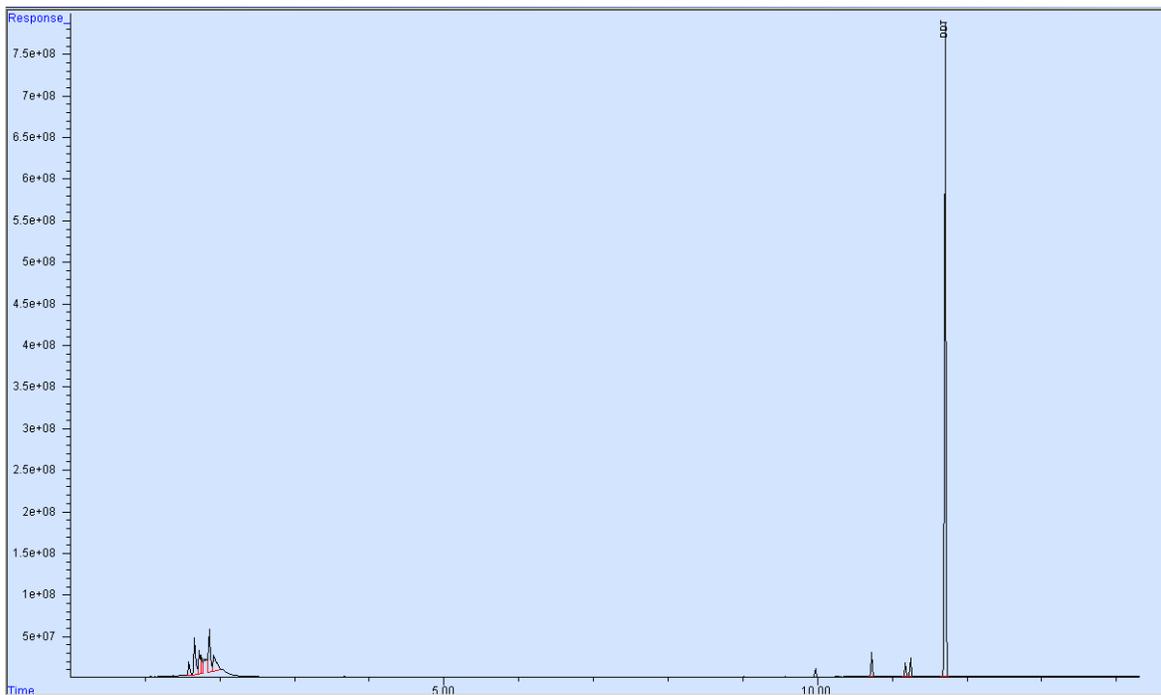


Figura 2. Cromatograma que muestra el tiempo de retención (t_r) para DDT.

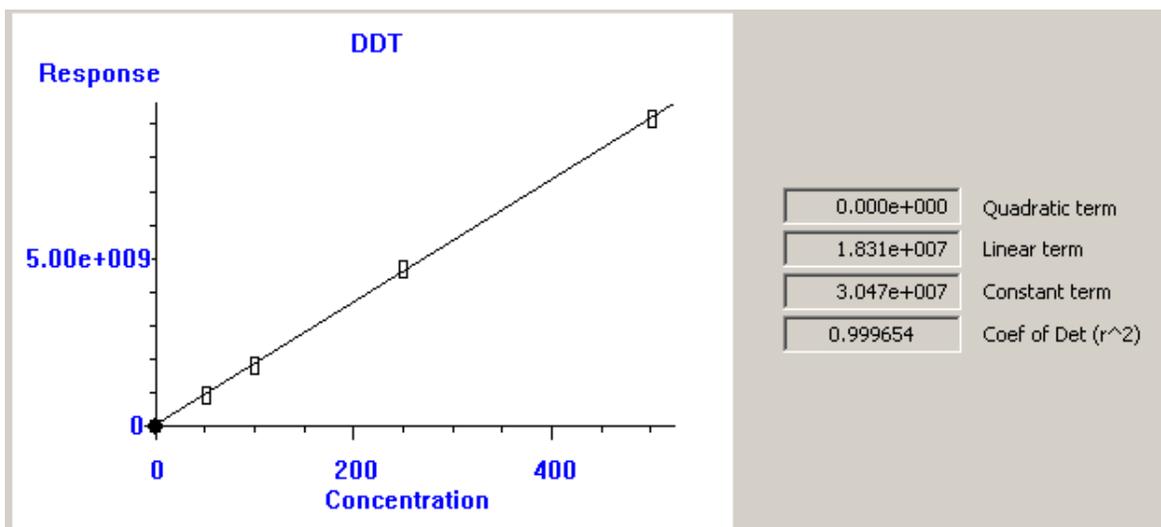


Figura 3. Coeficiente de determinación p,p'-DDT.

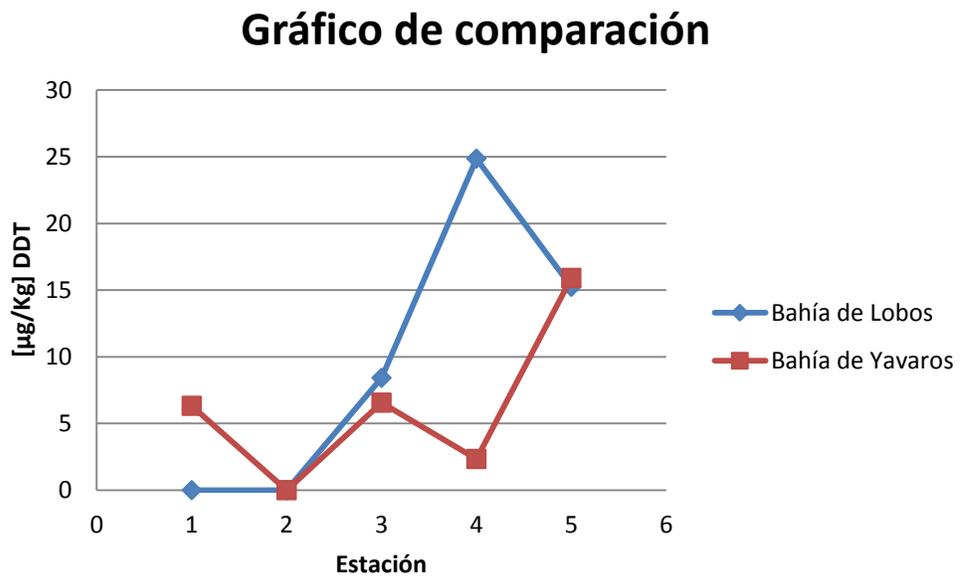


Figura 4. Comparación por zonas de la concentración de DDT encontrada en µg/Kg.

Capítulo XI. Determinación de metales biodisponibles en polvos residenciales de una calle con alto tráfico vehicular, en Ciudad Obregón, Sonora.

Dévara Figueroa A. G. *, Meza Montenegro M. M., Campos Iturríos A. A., Balderas Cortés J. J. y Mondaca Fernández I.
*adevorafigueroa@gmail.com

RESUMEN

Uno de los problemas ambientales que se presentan en las zonas urbanas es la contaminación debida a metales proveniente del tráfico vehicular. Estos elementos pueden generar riesgos para los ecosistemas y la salud humana si están presentes en altas o bajas concentraciones pero de manera continua. Por lo anterior el objetivo del presente trabajo fue estimar la concentración de metales biodisponibles en muestras de polvos urbanos, mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA); procedentes de una calle con alto tráfico vehicular, en Cd. Obregón, Sonora. Se seleccionaron 12 puntos de muestreo en base a la Norma "Control of Open Fugitive Dust Source" (1). Se analizaron las concentraciones de los metales biodisponibles para luego hacer su determinación mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (EAA). El 100% de las muestras de polvo analizadas tuvieron concentraciones detectables para cada metal en estudio (Zn, Cu, Mn, Fe y Cd). Encontrándose en mayor cantidad el Fe con una media de 2883.3 ± 646.6 ppm, el Mn con una media de 264.5 ± 134.96 ppm, Zn con una media de 144.3 ± 46.22 ppm, Cu con una media de 57.8 ± 15.08 ppm y por ultimo Cd con una media de 0.229 ± 0.243 ppm. Los polvos viales son un factor que aumenta con el crecimiento y la dinámica de las ciudades y puede ser responsable de numerosos impactos ambientales. Los niveles más altos detectados en los polvos fueron para fierro, debido principalmente a que este es un metal que se encuentra en abundancia en la corteza terrestre y algunos procesos industriales son fuentes adicionales de éste metal.

ABSTRACT

One of the environmental problems that occur in urban areas is due to metal pollution from vehicular traffic. These elements can generate risks to ecosystems and human health if present in high or low concentrations due to chronic exposure. Therefore the aim of this study was to determine the concentration of bioavailable metals in urban dust samples by Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS); from a high traffic road in Cd. Obregon, Sonora. 12 sampling points were selected based on the standard "Fugitive Dust Control of Open Source" (1). Concentrations of bioavailable metals were determined by an Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS). 100% of the dust samples analyzed had detectable concentrations of each studied metal (Zn, Cu, Mn, Fe and Cd). The highest metal concentration was obtained for Fe with a mean of 2883.3 ± 646.6 ppm, Mn with a mean concentration of 264.5 ± 134.96 ppm, Zn with a mean of 144.3 ± 46.22 ppm, Cu with a mean of 57.8 ± 15.08 ppm and last Cd with a mean of 0.229 ± 0.243 ppm. Road dusts are a factor that increases with the growth and dynamics of cities and may be responsible for many environmental impacts. The highest level of metal detected in dust was iron, mainly because this is a metal found in abundance in the earth's crust and some industrial processes are additional sources of this metal.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales que se presentan en las zonas urbanas es la contaminación debida a metales que provienen de diversas fuentes, una de ellas es el tráfico vehicular. Estos elementos pueden generar riesgos para los ecosistemas y la salud humana si están presentes en altas o bajas concentraciones pero de manera continua. La contaminación asociada al tráfico vehicular es producida por el desgaste de frenos y neumáticos, así como la quema de combustibles; además,

puede provenir de la infraestructura de las carreteras debido al desgaste del pavimento y la corrosión de las barreras de acero galvanizado (2). Los metales se dispersan a los lados de las carreteras y pueden inducir la contaminación de los suelos; los procesos de deposición seca y húmeda cerca de la carretera junto con el transporte por el agua de escorrentía son los dos medios principales por los que los contaminantes se transportan a los suelos. Los mecanismos físicos, tales como la sedimentación y la filtración pueden retener los contaminantes fijados en partículas en los primeros centímetros del suelo en forma de polvo (3). En zonas áridas, en donde los procesos de sedimentación y resuspensión pueden ser significativos, la resuspensión del polvo urbano mejora el transporte y posterior distribución de los metales, lo que afecta la calidad del medio ambiente y la salud de los seres humanos, especialmente los niños, quienes son más susceptibles que los adultos a los efectos adversos (4). Aunque existen numerosos estudios de contaminación por metales en polvos urbanos en los países desarrollados, hay poca información disponible sobre los metales en polvos urbanos en los países en desarrollo. La legislación mexicana no considera la concentración de metales en los polvos a excepción del Pb. En los países desarrollados, la mayoría de estos estudios de contaminación por metales pesados en polvos se enfocan en Pb, Cu y Zn, y poca atención se ha prestado a otros elementos tales como As, Cr, Mn, Hg, entre otros (4). Por lo anterior el objetivo del presente trabajo fue determinar la concentración de metales biodisponibles en muestras de polvos urbanos, mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) procedentes de una calle con alto tráfico vehicular, en Cd. Obregón, Sonora.

MATERIALES Y MÉTODO

El estudio se realizó en la calle 400 ubicada al sur de Ciudad Obregón, Sonora. El muestreo se realizó en el mes de Junio del 2013, donde se seleccionaron 12 puntos de muestreo en base a la Norma "Control of Open Fugitive Dust Source" (1). Apéndice C1. Norma ASTM-C-136 como se muestra en la Figura 1. Se tomaron las coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo (Tabla 1) y se realizaron las mediciones correspondientes entre cada punto (800 m). Se tomó una muestra superficial de polvo de cada punto; en un área de 1m² de la calle mediante barrido, posteriormente fueron colocadas dentro de bolsas de papel y plástico para su traslado al laboratorio de Toxicología Ambiental en el Instituto Tecnológico de Sonora, una vez ahí las muestras fueron tamizadas con el número de malla 325 hasta obtener un tamaño de partícula de 0.0445 mm, finalmente las muestras fueron almacenadas a temperatura ambiente. La extracción de los metales biodisponibles en polvo se realizó mediante la técnica reportada por (5) se pesaron 2.0 g de muestra previamente tamizada con la malla 325 y se colocaron en un vaso de precipitado de 100 ml. Posteriormente se adicionaron 50 ml de solución de HCl 0.5 N a cada muestra, homogeneizándolas y dejándolas reposar durante 24 horas, agitándolas ocasionalmente. Transcurridas las 24 horas, las muestras se filtraron con papel whatman No. 42 y se aforaron a 50 ml con HCl 0.5 N. La determinación de los metales se realizó mediante un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se analizaron las concentraciones de Zn, Cu, Mn, Fe y Cd en 12 muestras de polvo recolectadas de la calle 400 de Ciudad Obregón, Sonora. En la Tabla 2 se observa que en el 100% de las muestras se tuvieron concentraciones detectables para cada metal en estudio. En el parámetro de linealidad, se evaluó el coeficiente de regresión (R²), entre la concentración (x) y la absorbancia (y) de la muestra, los coeficientes de regresión obtenidos para cada metal fueron cercanos a 1, como se muestra en la tabla lo cual indica la confiabilidad de los datos. Se realizó una comparación mediante la prueba LSD de Fisher al 95% de confianza, entre la concentración de los metales y los diferentes puntos de muestreo; los promedios de las concentraciones de los metales obtenidos en las muestras de polvo variaron a lo largo y ancho del área muestreada sobre la calle 400, esto podría explicarse

debido a las actividades económicas propias de la zona, donde destacan la presencia de Fe, Mn y Zn. (6) mencionan la asociación de estos metales con el volumen de tráfico vehicular, el estado de los ejes viales o calles pavimentadas, los residuos del desgaste de neumáticos y frenos, así como con residuos relacionados con los hidrocarburos tales como aceites y combustibles. En la Figura 2 se tiene la comparación del promedio de las concentraciones de Zn entre los 3 puntos de muestreo, como se puede observar se encontró diferencia estadísticamente significativa (prueba LSD de Fisher al 95% de confianza) entre el punto 1 comparado con el 2 y el 3, siendo más bajo el promedio de las concentraciones de Zn en las muestras del punto 1 que en los otros dos, sin embargo, no se encontró diferencia entre los puntos 2 y 3. Las concentraciones de Zn en los polvos de la calle estudiada oscilaron entre 0 y 210.8 ppm donde los puntos que presentaron mayores concentraciones fueron el 2 y el 3, en todos los casos se superan los valores de referencia natural de 59.9 ppm (7). Sin embargo, los valores están por debajo del límite permisible según la normatividad argentina, que es de 500 ppm en sectores comerciales y/o residenciales (Decreto 831/1993). (8) reportaron concentraciones de 400 y 700 ppm de Zn en polvos de calle. En la Figura 3, se observa la comparación entre los 3 puntos de muestreo y las concentraciones de Cu, en donde no se encontró diferencia estadísticamente significativa entre ninguno de los puntos (prueba LSD de Fisher al 95% de confianza). Las concentraciones de Cu de los polvos urbanos de la calle 400 oscilaron entre 33.9 y 79.6 ppm, el límite permisible argentino es de 100 ppm por lo tanto los valores no sobrepasan el valor máximo permitido. Por otro lado, en los estudios de (9) se encontraron concentraciones de 33 y 52 ppm; valores por debajo del punto máximo detectado en la calle estudiada. En la Figura 4 se tiene la comparación entre los 3 puntos de muestreo y el promedio de las concentraciones de Mn; como se puede apreciar al igual que con el Zn si se encontró diferencia significativa entre el punto 1 comparado con el 2 y el 3 (prueba LSD de Fisher al 95% de confianza), sin embargo los puntos 2 y 3 no mostraron diferencia significativa entre ellos. Los niveles naturales de Mn en el suelo generalmente varían entre 40 y 900 ppm (10), siendo el nivel más alto que el reportado en el presente estudio (406 ppm), por lo tanto los niveles encontrados se mantienen dentro del rango. Así mismo, el Mn en suelo está fundamentalmente asociado a residuos derivados de actividades industriales, mineras, agrícolas y ganaderas (11). Las variaciones además pueden ser desde 1 ppm hasta 7000 ppm dependiendo de la localización geográfica y el origen de la contaminación (12). Este elemento ha sido poco estudiado en México, a pesar de haberse demostrado que es un metal tóxico (12). El Mn es un metal originado principalmente en procesos industriales (13). Por otro lado, (14) menciona que las condiciones de suelo en las áreas urbanas tienen efectos en el desarrollo de la vegetación, debido a la toxicidad química que pueda derivarse por la influencia del tráfico vehicular y los procesos industriales. La Figura 5 muestra la comparación entre el promedio de las concentraciones de Fe y los 3 puntos de muestreo, donde se encontró que no hubo diferencia significativa entre los puntos 1 y 3 (prueba LSD de Fisher al 95% de confianza), sin embargo, entre los puntos 1 y 2 sí. (15), reporta en un estudio realizado en polvos de calles residenciales concentraciones de Fe de 5333 ± 1166.8 ppm. Sin embargo, en el presente estudio se encontraron niveles promedio menores de Fe de 4250 ppm, aunque siendo éste último valor (4250 ppm) mayor a las 300 ppm consideradas por estos investigadores como nivel crítico para toxicidad en suelo urbano. La Figura 6 nos muestra que no se encontró diferencia significativa entre los promedios de las concentraciones de Cd y los 3 puntos de muestreo. Siendo la mayor concentración de Cd encontrada en el presente estudio de 0.55 ppm; concentración que se encuentra dentro de los valores reportados en literatura (Tabla 2). Es importante mencionar que los polvos procedentes de explotaciones mineras, de fundiciones de metales y de plantas incineradoras son fuente de contaminación local por Cd. Los materiales fósiles o sus derivados que se usan como combustibles contienen metales y estos pasan a la atmósfera volatilizados o en cenizas para luego ser depositados en suelos. Se han encontrado mayores niveles de Cd en suelos urbanos y cercanos a vías de fuerte tránsito automotor (16).

CONCLUSIÓN

Los sedimentos viales son un factor que aumenta con el crecimiento y la dinámica de las ciudades y puede ser responsable de numerosos impactos ambientales. En los polvos muestreados de la calle 400 en el sur de Cd. Obregón, Sonora se encontraron mayores concentraciones de Fe, Mn y Zn. Los niveles más altos detectados en los polvos fueron para fierro, debido principalmente a que este es un metal que se encuentra en abundancia en la corteza terrestre y algunos procesos industriales son fuentes adicionales de éste metal. Los metales se concentran en las partículas más finas, las cuales pueden suspenderse fácilmente y depositarse en los alimentos que se consumen en la calle o ingerirse directamente. Las emisiones vehiculares representan un aporte importante de algunos metales, además la contaminación por metales se ha incrementado en zonas urbanas debido, entre otras causas, al alto aforo vehicular, ya que los automóviles emiten cantidades importantes de metales en forma de partículas por los escapes, por la corrosión de las piezas metálicas de los mismos, la degradación de las llantas y las fugas del aceite de los frenos, y desgaste de la pintura. Otra de las fuentes de metales tóxicos en las zonas urbanas son: la erosión de la capa de recubrimiento de las calles y avenidas, la desintegración de los materiales de construcción por la acción de la lluvia y el viento, y las emisiones de las industrias, entre las principales. Esta condición plantea una alerta sobre el control de las fuentes y como se debe manejar este tipo de residuos en la ciudad con el fin de evitar las consecuencias problemáticas que se asocian a la salud humana y al deterioro de sus sistemas naturales.

REFERENCIAS

1. USEPA (1988). Control of Open Fugitive Dust Source. Appendix C.1., ASTM-C-136
2. Legret M. y Pagotto C., (1998). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environ.*, 235, 143-150
3. Alloway B.J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London .
4. Charlesworth S, de Miguel E, Ordóñez A. (2011). A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environ Geochem Health* 33:103–123.
5. Chester R., Voutsinou F.G. (1981). The Initial Assessment of Trace Metal Pollution in Coastal Sediments. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 12, No. 3, pp. 84-91. 1981.
6. García Martínez, L. y Poletto, C., (2014). Assessment of diffuse pollution associated with metals in urban sediments using the geoaccumulation index (Igeo). *Journal of Soils and Sediments*, 1- 7.
7. Fadigas, F. D. S., Amaral Sobrinho, N. M. B., Mazur, N., Anjos, L. H. C. y Freixo, A. A. (2006). Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 10(3), 699-705.
8. Hernández, M. y Domínguez, J. A. (1995). Evaluación de la aportación por diversas fuentes de metales contenidos en los polvos de las zonas urbanas de la delegación Azcapotzalco, Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, UAM–Azcapotzalco, México.
9. Zafra Mejía, C. A., Peña Valbuena, N. Á. y Álvarez Prieto, S. (2013). Contaminación por metales pesados en los sedimentos acumulados sobre el corredor vial Bogotá-Soacha. *Tecnura*, 17(37), 99-108.
10. ATSDR (2000). Manganese CAS#: 7439-96-5. Resumen de salud Pública. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU. Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.
11. Ortiz, B.I., Sanz, J.G., Dorado, M.V. y Villar, S.F. (2007). Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de Vigilancia Tecnológica. Universidad de Alcalá. Dirección General de Universidades e Investigación. España.
12. Galvão L.A.C y Corey G. (1987). Manganese. Serie vigilancia, 7, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, México.
13. Grazia, M., Vaccano S., Granluigi V. y Vecch R. I. (2001). Characterization of PM 10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*. 35:4639 - 4650.
14. Steiner, K.C. (1980). Developing Tree Variety for Urban Soil Stresses. School of Forest Resources. The Pennsylvania State University. Alliance (METRIA) Proc.

15. Alcalá, J.A., Sosa M., Moreno, M., Rodríguez J.C., Quintana, C., Terrazas, C., Vargas M., Rivero O., Villar C. y Hernández A. (2009). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 5 (1):42-49.
16. Lavado R. S., M.B. Rodríguez, J.D. Scheiner, M.A. Taboada, G. Rubio, R. Alvarez, M. Alconada y M.S. Zubigalda. (1998). Heavy metals in soils of Argentina: Comparison between urban and agricultural soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29:1923-1917.
17. Meza-Figueroa D, De la O-Villanueva M, De la Parra ML., (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmos Environ* 41:276-288.
18. Andrades, M., Corral, P., Martínez, E., Álvarez, A. y Alonso, J.I. (2000). Contenido en metales pesados y calidad de suelos en cultivos frutales de La Rioja, (España). *Edafología* 7(3):313-318.
19. Decreto 831/1993, Decreto Reglamentario de la Ley 24.051 sobre régimen de desechos peligrosos, Niveles guía de calidad suelos (ug/g peso seco). Argentina 1993.
20. Rodriguez., M., K., Milton, L., L., (2005). Exposure to selected heavy metals through water ingestion in an area under the influence of tanneries. *Environmental Geochemistry and Health*, 27, 397-408.

Tabla 1. Análisis cuantitativo de metales en muestras de polvos, procedentes de la calle 400 al sur de Cd. Obregón, Sonora.

Elemento	Media (ppm ó mg/kg)	Desv. Estándar	Linealidad (R ²)
Fe	2883.3	646.6	0.991
Mn	264.5	134.96	0.997
Zn	144.3	46.22	0.998
Cu	57.8	15.08	0.999
Cd	0.229	0.243	0.994

Tabla 2. Metales en polvos de calles reportados en la literatura para diferentes países (ppm).

Autor (es)	País	Ciudad	Cd	Pb	Zn
Hernández <i>et al.</i> , (1995).	México	México, D.F.	3.3	565	525
Colandini <i>et al.</i> , (1995).	Francia	Burdeos	4.8	1429	848
De Miguel <i>et al.</i> , (1997).	Noruega	Oslo	1.4	180	412
Viklander, (1998)	Suecia	Lulea	0.23	55	123
Serralde, (1999)	México	México, D.F.	1.9	692	795

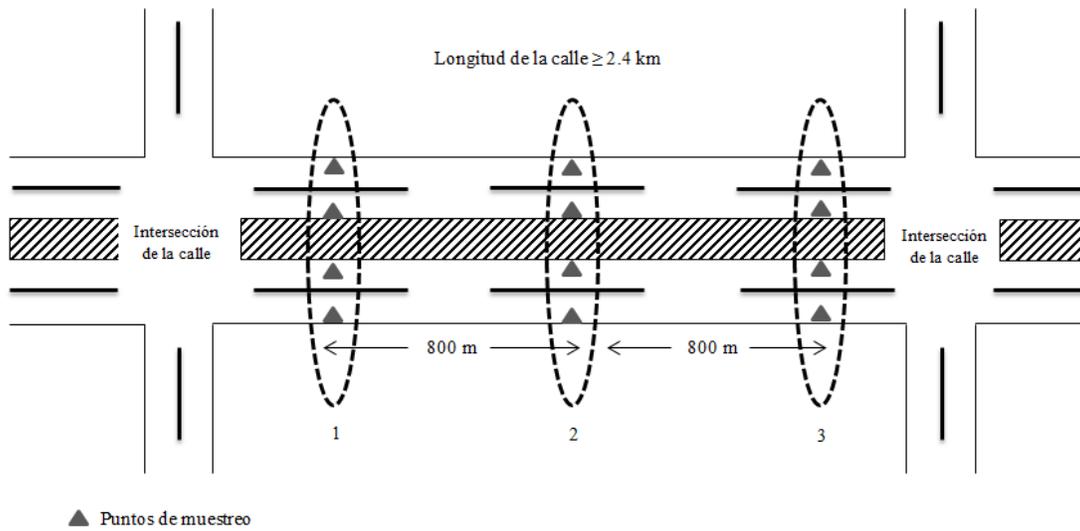


Figura 1. Esquema del procedimiento de la toma de muestras de polvos fugitivos.

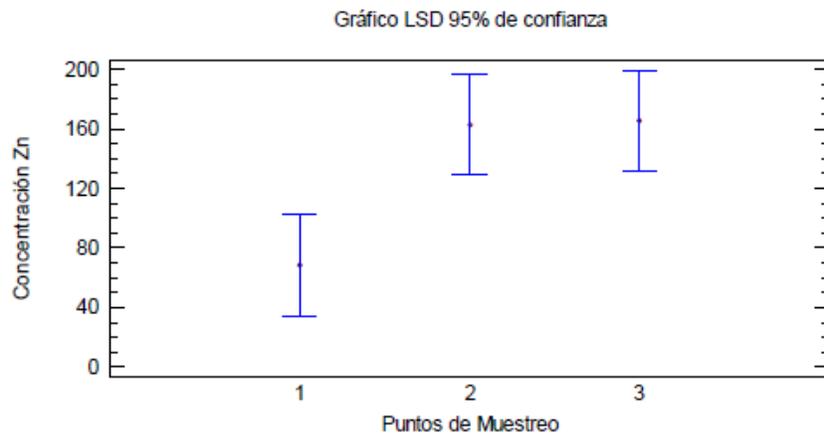


Figura 2. Comparación de las concentraciones de Zn entre los tres puntos de muestreo.

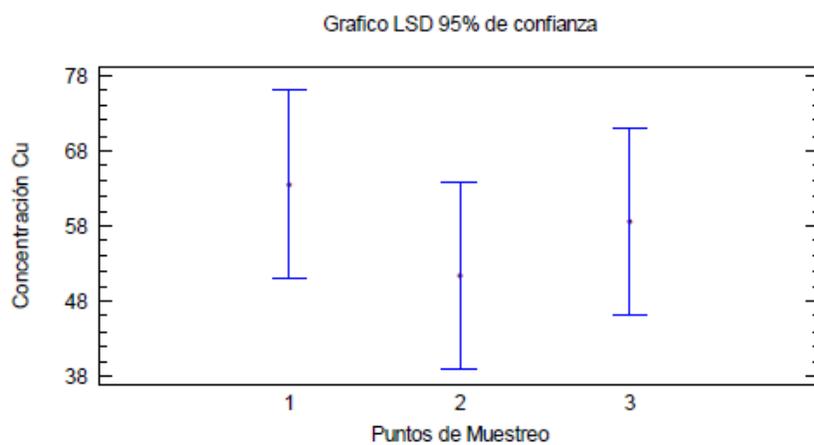


Figura 3. Comparación de las concentraciones de Cu entre los tres puntos de muestreo.

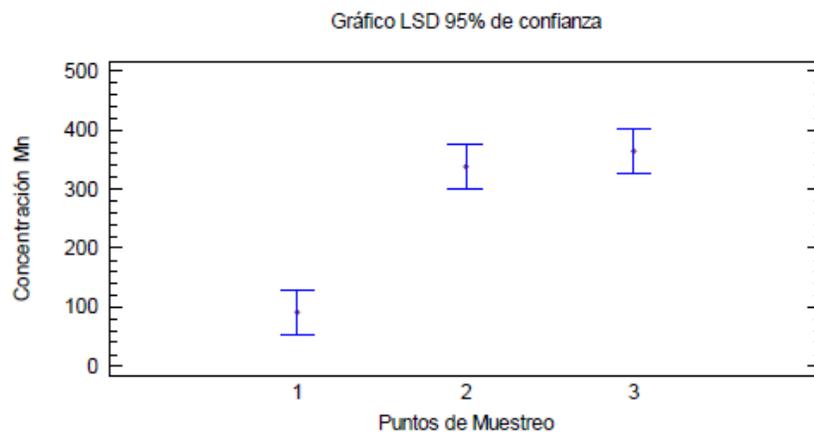


Figura 4. Comparación de las concentraciones de Mn entre los tres puntos de muestreo.

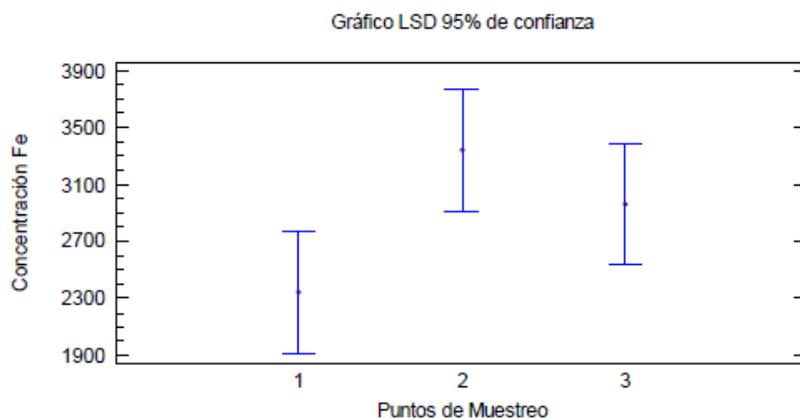


Figura 5. Comparación de las concentraciones de Fe entre los tres puntos de muestreo.

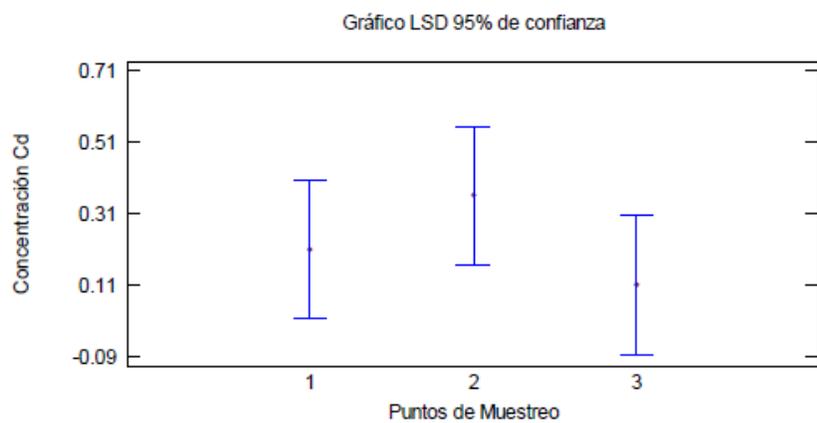


Figura 6. Comparación de las concentraciones de Cd entre los tres puntos de muestreo.

Capítulo XII. Determinación de metales traza en agua de pozo mediante espectrofotometría de absorción atómica en la comunidad de Pótam, Sonora.

* Mendoza Lagunas J. L., Meza Montenegro M. M., Balderas Cortés J.J., Mondaca Fernández I. y Corpus Villarreal B.
[*jose.mendoza69@gmail.com](mailto:jose.mendoza69@gmail.com)

RESUMEN

El planeta está compuesto principalmente por agua, encontrándose esta en mayor proporción en los océanos (70-75%), quedando únicamente un 3.5% para consumo de los animales terrestres. Se estima que la escases de agua afecta a 170 000 millones de personas y que diariamente mueren 25 000 por problemas relacionados con el consumo de agua insalubre. La presencia de elementos tóxicos traza en el agua de consumo humano tiene diversas afectaciones a la salud, entre las que se destacan al sistema reproductivo, inmune, cardiovascular, nervioso, digestivo, incluso algunos provocan daño a nivel celular. La composición del suelo y la actividad humana influyen en la presencia de metales pesados en el agua; siendo esta última la de mayor impacto. En el estado de Sonora, al ser una región minera y agrícola principalmente, se cuenta con reportes de monitoreo de la calidad del agua en algunas comunidades importantes; no obstante se carece de un perfil de la composición del agua en comunidades indígenas expuestas a la actividad agrícola, por lo tanto el objetivo del presente trabajo fue determinar la concentración de metales pesados traza en el agua de pozo de la comunidad de Pótam, Sonora, mediante espectrofotometría de absorción atómica para establecer si éstos presentan un riesgo a la salud de la comunidad. Se monitoreó el agua proveniente del pozo de la comunidad de Pótam, Sonora durante los primeros 6 meses del 2014, siguiendo lo establecido por la NMX-AA-051-SCFI-20001. Se analizaron 42 muestras en el laboratorio de toxicología ambiental del centro de investigación e innovación en biotecnología agropecuaria y ambiental (CIIBAA). Se determinó el riesgo a la salud por exposición a plomo en los niños residentes de la comunidad por la ecuación propuesta por IRIS-EPA. No se detectó presencia de cadmio, cobre y zinc en las muestras analizadas. Los promedios y desviaciones estándar de los muestreos para manganeso, plomo y hierro fueron 0.022 ± 0.0017 , 0.093 ± 0.0403 y 0.048 ± 0.0185 mg/l respectivamente, donde se observa que plomo supera en 9 veces lo establecido por la NOM-127-SSA1-1994. Así mismo se encontró que el 67.5% de los niños de la comunidad presentan un valor de $HQ \geq 1$, lo que supone un riesgo de presentar alguna enfermedad relacionada con la exposición a plomo.

ABSTRACT

The planet is composed mainly of water, being this in greater proportion in the oceans (70-75%), leaving only a 3.5% for consumption of terrestrial animals. It is estimated that the lack of water affects 170 million people and that daily die 25 000 by problems related to the consumption of unsafe water. The presence of toxic elements trace in the water for human consumption has various damages to health, among those that stand is the reproductive system, immune, cardiovascular, nervous, digestive, even some damage at the cellular level. The composition of the soil and human activity influence in the presence of heavy metals in the water; being this last one the greatest impact. In the state of Sonora to be a region in mining and agriculture mainly, account with reports of monitoring of the quality of water in some important communities; however there is a lack of a profile of the composition of the water in indigenous communities exposed to agricultural activity, therefore the objective of this work was to determine the concentration of trace heavy metals in the well water of the community of Pótam, Sonora, through atomic absorption spectrophotometry to establish if they present a risk to the health of the community. Monitored the water from the well in the community of Potam, Sonora during the first 6 months of 2014, following the established by the

NMX-AA-051-SCFI-20001. The 42 samples were analyzed at center for research and innovation in agricultural biotechnology and environmental (CIIBAA, by its Spanish acronym). It was determined the risk to health from exposure to lead in children residents of the Community by the equation proposed by IRIS-EPA. Was not detected the presence of cadmium, copper and zinc in the samples analyzed. The averages and standard deviation of the sampling for manganese, lead and iron were 0.022 ± 0.0017 , 0.093 ± 0.0403 and 0.048 ± 0.0185 mg/l respectively, where it is observed that lead exceeds by 9 times what is established by the NOM-127-SSA1-1994. Likewise, we found that 67.5% of the children in the community presented a value of $HQ \geq 1$, which poses a risk of presenting some disease related to exposure to lead.

INTRODUCCIÓN

El agua ocupa la mayor parte de la superficie del planeta (70-75%) y constituye el compuesto químico más abundante en los organismos vivos (60- 90%). Los océanos contienen el 96,5% del agua del planeta, en tierra hay un 3,5% de está y la atmósfera conserva menos del 0,0012% de la misma. Debajo de la superficie terrestre el agua se encuentra entre partículas sedimentarias y en las fisuras de las rocas. Estas aguas son muy importantes porque suponen una gran reserva de agua potable, formando depósitos que no solo abastecen a manantiales y pozos, sino que mantienen un flujo más o menos regular en los arroyos (1). La creciente demanda por el recurso derivada del aumento poblacional hace que se requiera cada vez más, tanto para el consumo humano como para la agricultura y la industria. Cada año en el mundo la demanda por esta agua crece el 2%. La escasez del agua afecta a más de 80 países y cerca del 40% de la población total (2).

La contaminación producida por la actividad humana afecta directamente a las fuentes pluviales, afluentes de ríos, mares y lagos, empobreciendo la calidad del vital recurso. Se estima que alrededor del mundo diariamente mueren aproximadamente 25 000 personas por problemas relacionados con la baja calidad del agua y que 170 000 millones carecen con el abastecimiento de agua potable. Incrementando de manera significativa la probabilidad del desarrollo de enfermedades por el consumo de agua insalubre (3).

La concentración de metales presentes en el agua es variable. Un factor es el litológico, el cual supone una presencia natural por la composición del suelo. Otra causa de la presencia de metales en el agua es la antropogénica, la cual se refiere directamente a la provocada por todas las actividades humanas (agricultura, minería, industria, etc.) (4). Por tanto la cantidad de metales presentes en el agua será diferente a través de las regiones, siendo la actividad humana la variable que mayor impacto tiene sobre éstos. De tal forma que el grado de toxicidad de los metales depende directamente de las características intrínsecas del metal, la concentración, la persistencia, los efectos sinérgicos que se tengan con otros compuestos o elementos, las características del suelo, y el grado de exposición de la población (5).

Los metales de relevancia en la salud tienen efectos negativos a nivel celular, de sistema nervioso, cardiovascular, inmune y reproductivo. Así mismo se ha encontrado que pueden provocar daño en los pulmones, dañando los alveolos (5). También se ha encontrado que pueden reaccionar con los aminoácidos azufrados derivando en una inhibición enzimática, pueden sustituir cationes en estructuras proteicas, como el caso del plomo que sustituye al hierro en el grupo hemo de la hemoglobina (6).

El estado de Sonora es una entidad principalmente agrícola. Se han realizado estudios en los cuales se ha monitoreado la calidad de agua en diferentes regiones de la entidad, como Hermosillo, Caborca, Magdalena, Etchojoa y Ciudad Obregón, en algunas de ellas cumpliendo con los parámetros de calidad establecidos por la normatividad mexicana vigente (7). La comunidad de Pótam se encuentra en una zona agrícola, además que las condiciones del suelo han demostrado presencia de arsénico en el agua de consumo humano (8). Por lo tanto el objetivo del presente

trabajo fue determinar la concentración de metales traza en el agua de pozo de la comunidad de Pótam, Sonora, mediante espectrofotometría de absorción atómica para establecer si éstos presentan un riesgo en la salud de la comunidad.

MATERIALES Y MÉTODO

El presente estudio se realizó en la comunidad de Pótam, perteneciente al municipio de Guaymas y ubicada a 70 Km al oeste-noroeste (ONO) de Ciudad Obregón (figura 1). Dicho asentamiento cuenta con una población de 5782 hab y es uno de los 8 pueblos de la tribu Yaqui. Se monitoreó el pozo de la comunidad una vez por mes, durante los primeros 6 meses del año (2014), siguiendo la metodología establecida por la NMX-AA-051-SCFI-2001. Inmediatamente después de la toma de muestra se adicionaron 0.5ml de ácido nítrico para su preservación. Las alícuotas fueron almacenadas en refrigeración hasta su análisis.

Análisis de muestras

Para cada uno de los elementos analizados se prepararon soluciones de trabajo de 100 mg/l a partir de estándares de 1000 mg/l, posteriormente se prepararon las curvas de calibración con un rango lineal correspondientes para cada metal. Las longitudes de onda, así como las condiciones del equipo, se muestran en la tabla 1. Para el cálculo de la concentración de cada uno de los metales se graficaron las concentraciones contra sus respectivas absorbancias, para la determinación del coeficiente de correlación así como la ecuación de la recta de cada una de las curvas ($y = mx + b$ donde: “y” es la absorbancia, “m” la pendiente, “x” la concentración y “b” el intercepto en y). Cabe destacar que cada una de las muestras se analizó por duplicado con el fin de comprobar la veracidad de los resultados.

Evaluación del riesgo por ingesta de Plomo

La evaluación de riesgo (HQ) se llevó a cabo con un modelo de riesgo para la salud derivado del Sistema Integral de Información de Riesgo propuesto por la Agencia de Protección al Ambiente (IRIS – EPA por sus siglas en inglés). Dicho modelo toma como referencia la ingesta máxima de Plomo (25 mg/kg de peso corporal) emitida por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y la Organización Mundial de la Salud (FAO/WHO por sus siglas en inglés).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de los metales cadmio, cobre y zinc no fueron detectables por el método; es decir sus concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico. Por otro lado, el promedio y la desviación estándar del seguimiento dado a manganeso, plomo y hierro fueron 0.022 ± 0.0017 , 0.093 ± 0.093 y 0.048 ± 0.0185 mg/l respectivamente (tabla 2). De manera individual, las concentraciones de Mn mostraron un comportamiento constante durante los seis muestreos (figura 2). Por su parte el plomo presentó una mayor concentración durante los meses de marzo (0.145mg/l), abril (0.105mg/l) y mayo (0.130mg/l), siendo enero y junio los meses donde la concentración fue menor (0.045 y 0.055 mg/l respectivamente (figura 3). Así mismo, el hierro mostró un pico de concentración durante los muestreos de abril (0.065mg/l) y mayo (0.072mg/l) presentando un declive en la presencia de este metal en el mes de junio (0.021mg/l), siendo éste incluso menor que en el resto del año (figura 4).

Con los valores obtenidos de plomo en agua se calculó el HQ en los infantes residentes de Pótam. Se estimó que el 67.5% de los participantes presentaban un valor de $HQ \geq 1$; indicando un riesgo de desarrollar alguna enfermedad relacionada con la exposición al plomo (figura 5).

Las concentraciones de cadmio, cobre y zinc en las muestras de pozo analizadas cumplen con las especificaciones de la NOM-127-SSA1-1994, de la USEPA (2012) y de la WHO (2011), ya que, en dichas normativas los valores para estos metales deben ser 0.005, 2.0 y 5.0 mg/l respectivamente. Así mismo cabe destacar que los resultados encontrados concuerdan con lo reportado por (8), donde se analizaron muestras de agua de pozo de diferentes comunidades del valle del Yaqui, y se encontró presencia de cobre en todas las comunidades, excepto Pótam. De igual manera, se coincide con el un monitoreo realizado en pozos de asentamientos urbanos del sur de Sonora, donde no se lograron detectar concentraciones de cadmio y cobre (9). Por otro lado las concentraciones de plomo en los seis muestreos superaron los señalado no solo por la norma mexicana, sino también por normativas internacionales. Lo anterior incrementa el riesgo en presentar anemia, hipertensión arterial, disfunción renal y retraso del desarrollo cerebral (10). Cabe mencionar que los resultados son similares a lo reportado en uno de los muestreos realizados en una zona agrícola de Tailandia; donde se encontró que en el noveno mes de seguimiento el plomo se encontraba en una concentración de 0.95 mg/l, siendo este único valor similar al promedio de los seis meses analizados en el poblado de Pótam (11). Con respecto al manganeso y hierro, a pesar de haber sido detectados por la metodología seguida, las concentraciones encontradas no exceden lo establecido por la normatividad mexicana (manganeso 0.15 mg/l y hierro 0.30 mg/l). Los resultados coinciden con el monitoreo realizado en comunidades del sur de sonora, por Rojas en 2012, donde tanto manganeso, como hierro no superaron los límites establecidos por la norma mexicana vigente.

Referente a la evaluación de riesgo, se encontró que las de la mitad de la población está en peligro de desarrollar alguna de las enfermedades mencionadas anteriormente. Lo encontrado difiere con la evaluación realizada en una población en el margen del lago Cempaka en Malasia, donde se reportó que el HQ fue de 0.073, en dicho estudio se menciona que a pesar de que existe una clara exposición al plomo, esta no es suficiente para representar un riesgo (12). Por el contrario otro estudio realizado en una población agrícola y expuesta a la minería ubicada en Oklahoma, se reporta un HQ hasta de 4.6 (13).

CONCLUSIÓN

Los metales cadmio, cobre y zinc en las muestras analizadas no fueron detectables; por lo que no representan un problema de salud en la comunidad de Potam, Sonora. Así mismo, las concentraciones de manganeso y hierro encontradas, no superan lo establecido por la normatividad mexicana. Por otro lado el contenido del plomo presente en el agua estudiada en promedio es superior 9 veces lo aceptado por la NOM-127-SSA1-1994. De tal forma que el 67.5% de los participantes en el estudio presentaron un coeficiente de riesgo ($HQ > 1$), representando un riesgo a desarrollar enfermedades asociadas con el consumo de Plomo.

REFERENCIAS

1. Acosta, R. (2008). Saneamiento ambiental de higiene de los alimentos, 1ra edición, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina, 38 P.

2. Ávila, P. (2002). Agua, cultura y sociedad en México, Colegio de Michoacán instituto mexicano de tecnología del agua, Jiutepec, Morelos, México, P 248.
3. Prieto, J. (2004). El agua. Sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y conservación, 2ª Edición, Eco-Ediciones, Colombia, P 71.
4. Menjivar, J. Díez, M. Aguilar, J. Peinado, F. y García, I. (2009). Estudio de metales pesados y arsénico en los suelos de Olivar de Sierra Mágina, Jaén (España). Acta Agronómica, P. 303-307.
5. García, H. (2005). Evaluación del riego por emisión en partículas n fuentes estacionarias de combustión, universidad nacional de Colombia, Bogota, P 124.
6. Bautista, F. (1999). Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados, universidad autónoma de Yucatán. P 15.
7. Melendrez, A. (1998). Determinación de metales pesados en agua potable procedente de ciudad Obregón, Sonora, México, Tesis de Ingeniero Químico, Instituto Tecnológico de Sonora. P 15, 17.
8. Macías, M. (2006). Determinación de metales pesados traza en agua de pozo del Valle del Yaqui, Sonora, Tesis Químico, Instituto tecnológico de sonora, Obregón Sonora, P 3, 10.
9. Rojas, N. (2012). Determinación de metales pesados traza en agua de pozo de comunidades Yaquis del Sur de Sonora, Tesis Ingeniero en Ciencias Ambientales, Instituto Tecnológico de Sonora, Obregón Sonora, P. 6, P.10.
10. ATDSR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2015). Toxic Substances Portal – Lead. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/TF.asp?id=93&tid=22> Consultado: 12/07/2016.
11. Wongsasuluk, P. Chotpantararat, S. Siriwong, W. Robson, M. (2014). Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area in Ubon Ratchathani province, Thailand. Environ Geochem Health. 36:169–182. DOI: 10.1007/s10653-013-9537-8.
12. Koki, I. Bayero, A. Umar, A. Yusuf, S. (2015). Health risk assessment of heavy metals in water, air, soil and fish. Afr J Pure Appl Chem. 9(11):204–210. DOI: 10.5897/AJPAC2015.0654.
13. Schmitt, C. Brumbaugh, W. Linder, G. Hinck, JE. (2006). A screening-level assessment of lead, cadmium, and zinc in fish and crayfish from northeastern Oklahoma, USA. Environ Geochem Health. 28:445– 71.
14. García, M. Solano, V. Perdomo, F y Palomino, S. (2005). Manual de cría de la lombriz de tierra: una alternativa ecológica y rentable, Editorial San Pablo, Bogotá, Colombia, P 162.
15. Lara, V. (2004). Exposición a metales pesados traza y su excreción en orina de niños residentes del ejido Guadalupe Victoria, Valle del Yaqui, Sonora. Tesis de Químico Instituto Tecnológico de Sonora México. P 35 – 38.
16. NOM-127-SSA1-1994. Agua para uso y consumo humano. Límites de calidad permisibles y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. Gobierno constitucional de los estados unidos mexicanos. México D.F.
17. USEPA (US Environmental Protection Agency). (2012). Ground water and drinking water. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water> Consultado: 12/07/2016.
18. WHO (World Health Organization). (2011). Guidelines for drinking water quality. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf Conslutado: 12/07/2016.

Tabla 1. Condiciones operativas para cada uno de los elementos analizados por espectrometría de absorción atómica.

Metal	λ	Corriente de la lámpara (mA)	Flama
Cadmio	228.8	4,0	Aire/acetileno
Cobre	324.8	4,0	Aire/acetileno
Fierro	248.3	5,0	Aire/acetileno
Manganeso	279.5	8,0	Aire/acetileno
Plomo	217.0	8,0	Aire/acetileno
Zinc	213.9	6,0	Aire/acetileno

Tabla 2. Concentración de metales pesados traza en el agua de pozo en el periodo enero – junio de 2014.

Mes	Cd	Cu	Mn	Pb	Fe	Zn
Enero	ND	ND	0.022	0.045	0.037	ND
Febrero	ND	ND	0.022	0.08	0.051	ND
Marzo	ND	ND	0.0235	0.145	0.044	ND
Abril	ND	ND	0.023	0.105	0.065	ND
Mayo	ND	ND	0.0255	0.13	0.072	ND
Junio	ND	ND	0.0205	0.055	0.0215	ND
Media \pm D.E.	ND	ND	0.0227 \pm 0.0017	0.0933 \pm 0.0403	0.0484 \pm 0.0185	ND

* ND: No detectable * D.E.: Desviación Estándar.



Figura 1. Ubicación geográfica de la comunidad de Pótam, Sonora.

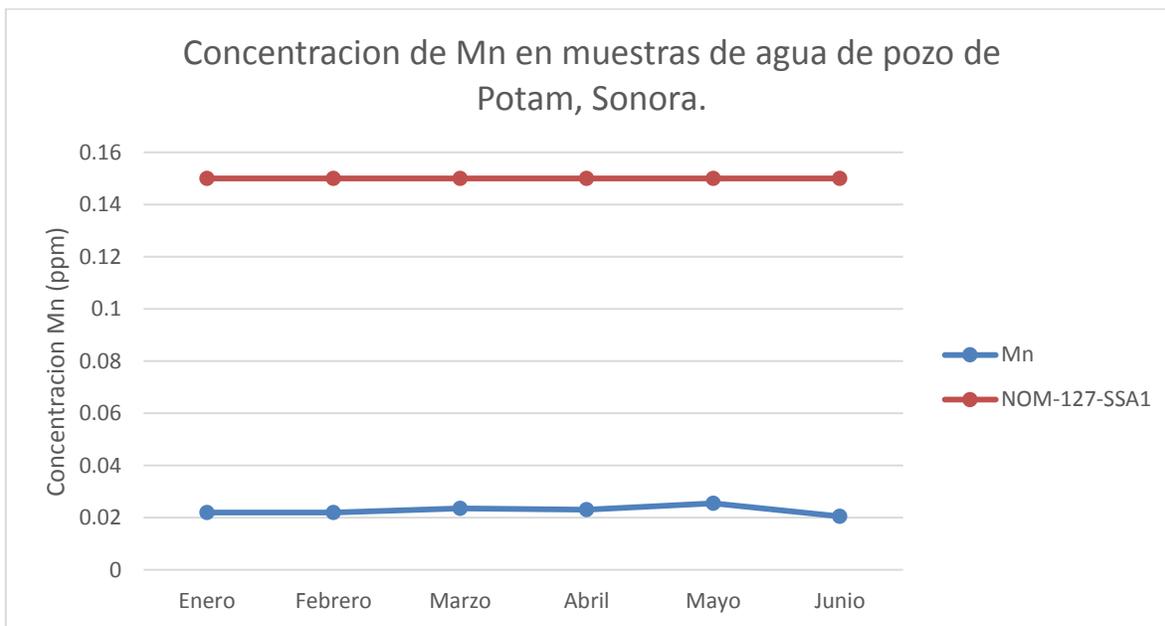


Figura 2. Concentraciones de manganeso en el periodo enero – junio de 2014.

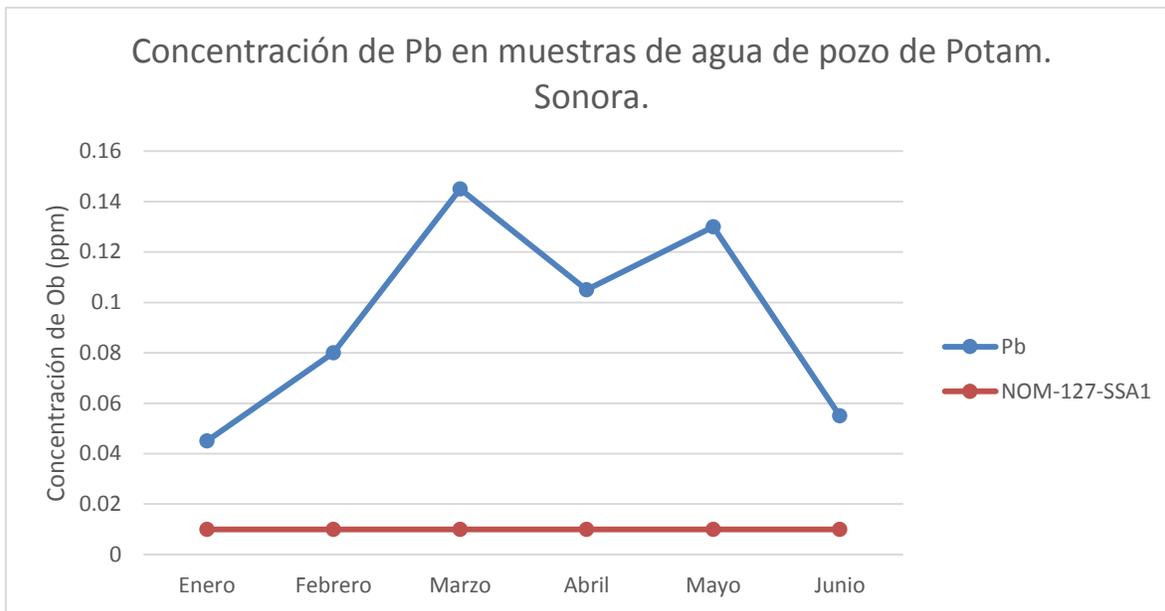


Figura 3. Concentraciones de plomo en el periodo enero – junio de 2014

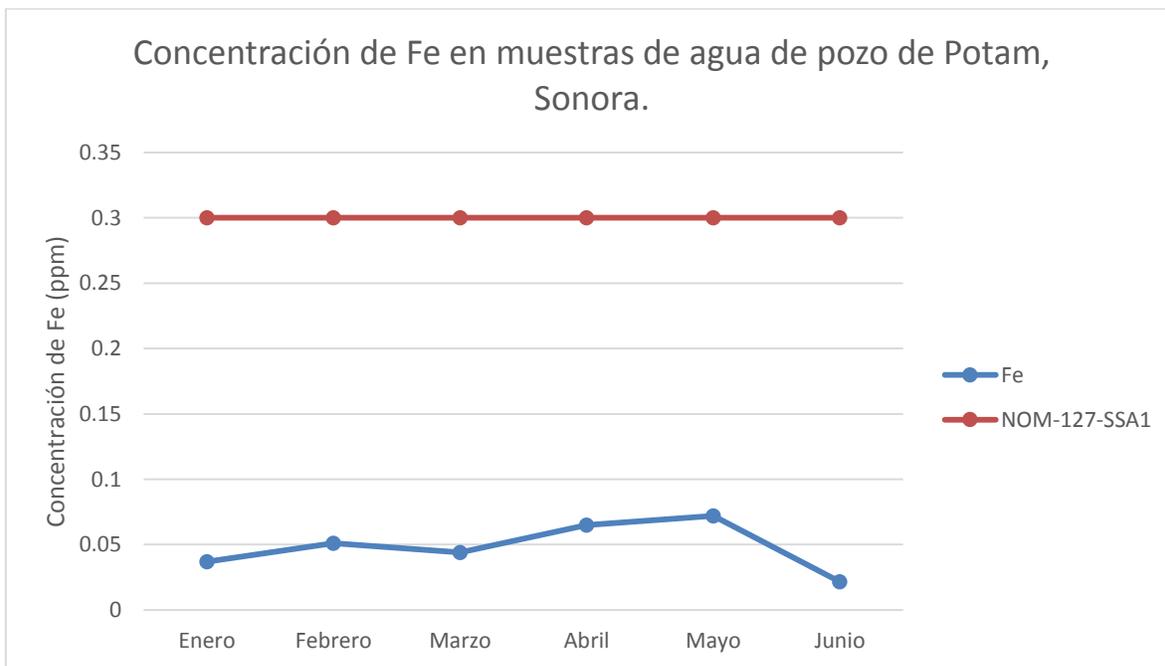


Figura 4. Concentraciones de plomo en el periodo enero – junio de 2014

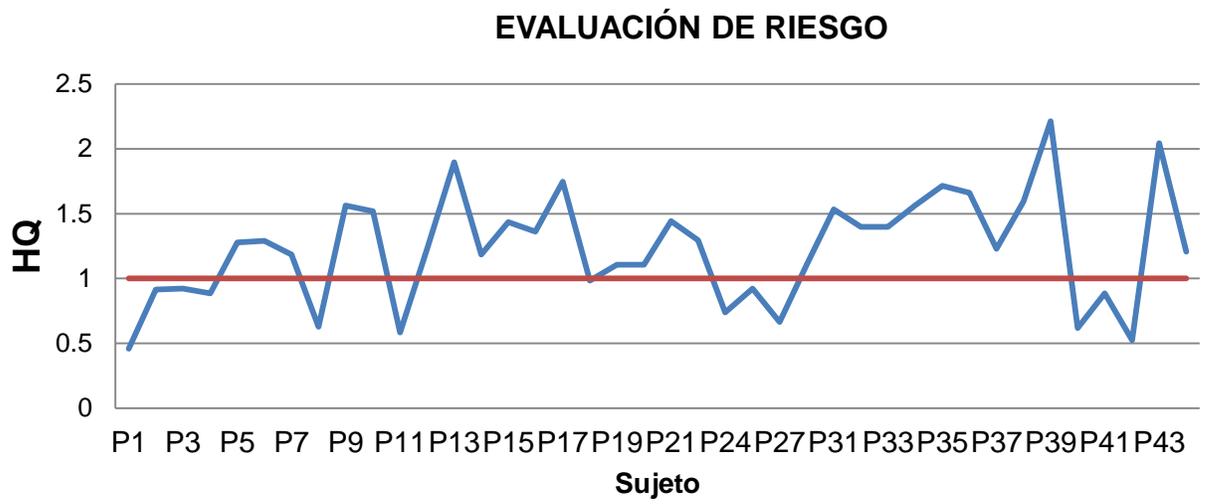


Figura 5. Evaluación del riesgo para plomo en niños residentes de la comunidad de Pótam, Sonora ($HQ \geq 1 =$ riesgo).

Capítulo XIII. Análisis de metales en agua de pozo proveniente de tres poblaciones Yaquis del sur de Sonora

Vega Millán C. B., Meza-Montenegro M. M., Balderas Cortés J.J., Mondaca Fernández I., Maldonado Escalante J. F.
*christian.itson@gmail.com

RESUMEN

Los metales son elementos abundantes en la corteza terrestre, tienen una amplia movilidad en el ambiente y son capaces de formar diversos compuestos. Diversos problemas de salud han sido documentados a través de estudios realizados en distintas partes del mundo. El objetivo de este estudio fue determinar los niveles de Pb, Mn, Cd y Fe presentes en el agua de pozo destinada al consumo humano de tres poblaciones de la tribu Yaqui del sur de Sonora, en el periodo comprendido entre febrero-octubre de 2015. El contenido de metales fue leído por el método de espectrofotometría de absorción atómica teniendo como resultado la presencia de plomo en el total de las poblaciones analizadas y rebasando el límite máximo permisible por la norma en al menos una ocasión cada una de ellas. El poblado de Vícam rebasando la norma en tres ocasiones para Mn y no siendo detectada la presencia de Fe y Cd en ninguna de las poblaciones en el periodo de muestreo. Niveles altos de Pb pueden llegar a afectar diversos sistemas en el organismo humano, por su parte el Mn representa un factor de riesgo para el sistema respiratorio en altas concentraciones, al menos en el periodo en que el agua de las comunidades fue analizada existió exposición a Pb al menos en una ocasión para cada pueblo y por exposición a Mn en Vícam en tres ocasiones.

ABSTRACT

Metals are abundant elements in the earth; these elements have extensive mobility in the environment and have the ability capable of forming different compounds. Health problems have been documented through studies conducted in different places of the world. The aim of this study was to determine levels of Pb, Mn, Cd and Fe present in well water for human consumption of three populations of the Yaqui tribe of southern Sonora, in the period from February to October 2015. The metal content was read by atomic absorption spectrophotometry method, lead was present in the total populations analyzed and exceeding the maximum allowable limit by the standard at least once each. The Vicam town exceeded three times the norm for Mn, Fe and Cd were not detected in any of the populations in the sampling period. High levels of lead can affect different systems on the human body, meanwhile Mn is a risk to the respiratory system in high concentration, at least in the period when the water communities was analyzed the Pb exposure existed once for every community and exposure to Mn in Vicam three times.

INTRODUCCIÓN

Los metales se encuentran presentes de manera natural en la corteza terrestre y son llevados a la superficie por diversos eventos naturales, o bien, por intervención humana. Tienen la capacidad de pasar a la atmósfera por volatilización en dirección al agua superficial o subterránea y no son degradados fácilmente de forma natural (1) concordando con lo publicado ese mismo año (2). La variedad de elementos químicos y sus compuestos se han asociado a efectos nocivos en la salud, variando en complejidad y daño (3). En el presente estudio se tuvo como objetivo determinar las concentraciones totales de Pb, Mn, Fe y Cd del agua de pozo de tres poblaciones Yaquis por medio de espectrofotometría de absorción atómica para su comparación con los límites máximos permisibles (NOM-127-SSA1-1994).

MATERIAL Y MÉTODO

El agua de pozo fue obtenida de tres poblaciones Yaquis: Cócorit, Pótam y Vícam, en el periodo de febrero a octubre de 2015 y tomándose en cuenta que del último pueblo se tomaron muestras de dos diferentes puntos ya que el agua de consumo proviene de dos fuentes distintas: pozo y acueducto independencia. Las muestras se tomaron en recipientes de poliuretano previamente lavados con extran al 2 % y HNO₃ al 10 %, por un periodo de 24 horas en cada caso. Para tomar la muestra, se dejó correr el agua al menos tres minutos, las muestras se transportaron en hieleras a una temperatura aproximada de 4°C y se preservaron con 1 mL de HNO₃ concentrado para ser almacenadas en refrigeración en el Laboratorio de Toxicología y Salud Pública en el Instituto Tecnológico de Sonora, hasta su lectura. La lectura de las muestras se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica marca Agilent modelo Spectra AA 240 FS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los valores máximos y mínimos obtenidos para cada población. Pb: Pótam (0.03-0.07 ppm), Vícam (0.03-0.12 ppm), Vícam sur (0.12-0.15 ppm), Cócorit (0.03-0.05 ppm), superando los tres pueblos en algún momento el límite máximo permisible (Tabla 1), y no siendo detectado en la totalidad de los meses muestreados (Gráfica 1). Se detectaron niveles de Mn en cada uno de los meses de muestreo (Gráfica 2), No rebasando el límite máximo permisible salvo en tres ocasiones para el poblado de Vícam (Tabla 2). Mn: Pótam (0.035- 0.042 ppm), Vícam (0.042-0.428 ppm), Vícam sur (0.031-0.091 ppm), Cócorit (0.025-0.029 ppm). No se detectaron valores de Fe y Cd en ninguna ocasión para los tres pueblos.

CONCLUSIONES

Durante el periodo en que fueron tomadas las muestras todos los pueblos sobrepasaron los límites máximos permisibles al menos en una ocasión para Pb; dicho metal puede llegar a afectar cualquier sistema del cuerpo y de acuerdo a la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (4) no existe un umbral en que puedan llegar a manifestarse sus efectos en niños. Por su parte el Mn superó su límite máximo en el poblado de Vícam; la sobreexposición a Mn es asociada a daño en el sistema respiratorio. Los análisis de agua no mostraron niveles detectables de Cd y Fe en el periodo en que las muestras fueron tomadas.

REFERENCIAS

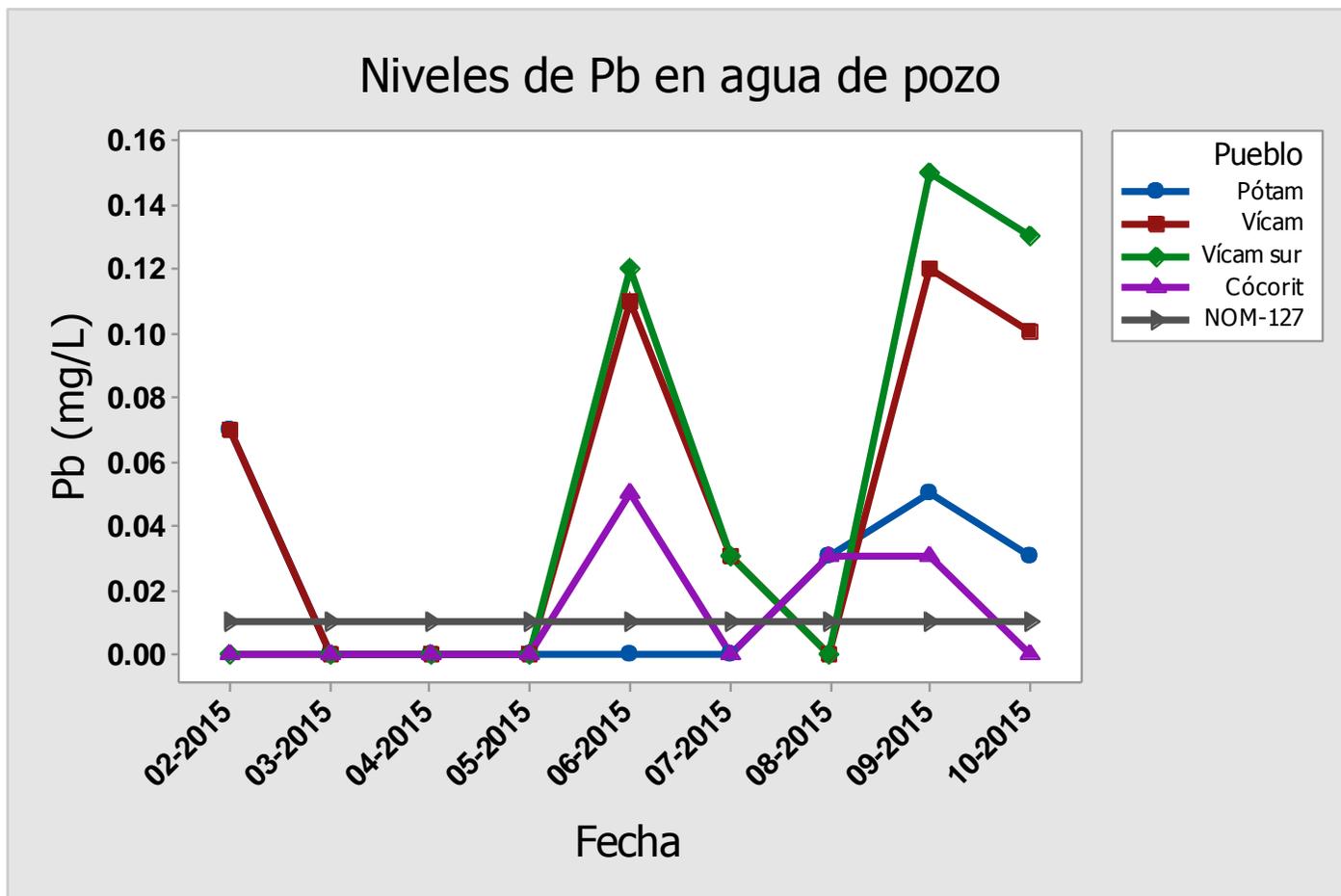
1. Rooney, C., Zhao, F., McGrath, S. (2006). Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*. pp.726-732.
2. Zhao, F., Rooney, C., Zhang, H., McGrath, S. (2006). Comparison of soil solution speciation and diffusive gradients in thin-films measurement as an indicator of copper bioavailability to plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*. pp 733-742.
3. Cornelis, R. y Nordberg, M. (2007). *General Chemistry, Sampling, Analytical Methods, and Speciation. Handbook on the toxicology of metals*. pp. 29-35.
4. ATSDR (2016). Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
5. 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.

Tabla 1. Niveles de Pb en agua de pozo para consumo humano en el periodo febrero-octubre de 2015.

Mn (mg/L)									
Pueblos	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre
Pótam	0.035	0.035	0.042	0.042	0.041	0.035	0.041	0.040	0.035
Vícam	0.042	0.053	0.066	0.066	0.065	0.171	0.356	0.204	0.085
Vícam sur	0.048	0.031	0.073	0.073	0.062	0.050	0.049	0.091	0.047
Cócorit	0.029	0.029	0.026	0.026	0.028	0.028	0.026	0.025	0.026
NOM-127-SSA1-1994	0.150	0.150	0.150	0.150	0.150	0.150	0.150	0.150	0.150

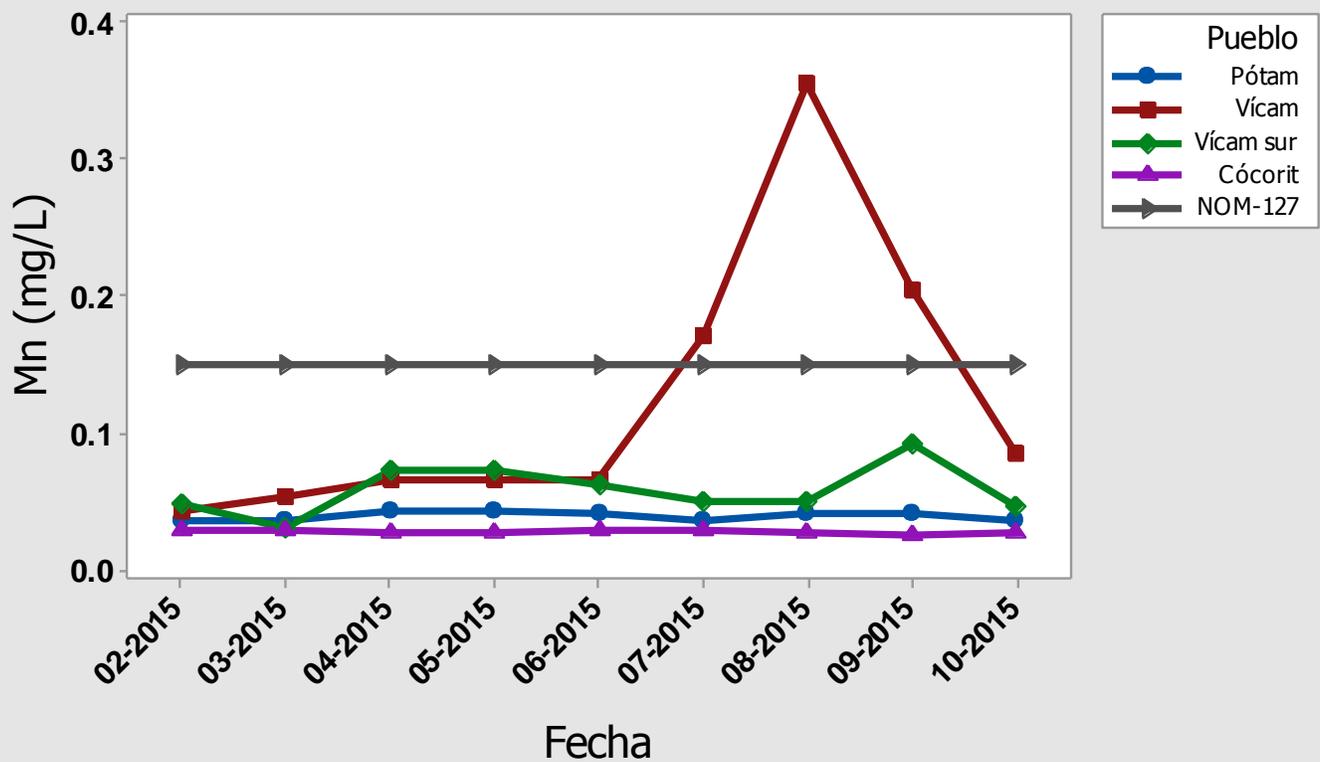
Tabla 2. Niveles de Mn en agua de pozo para consumo humano en el periodo febrero-octubre de 2015.

Pb (mg/L)									
Pueblo	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre
Pótam	0.07	ND	ND	ND	ND	ND	0.03	0.05	0.03
Vícam	0.07	ND	ND	ND	0.11	0.03	ND	0.12	0.1
Vícam sur	ND	ND	ND	ND	0.12	0.03	ND	0.15	0.13
Cócorit	ND	ND	ND	ND	0.05	ND	0.03	0.03	ND
NOM-127-SSA1-1994	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01



Gráfica 1. Comportamiento de niveles de Pb en las poblaciones Yaquis en el periodo febrero-octubre de 2015.

Niveles de Mn en agua de pozo



Gráfica 2. Comportamiento de niveles de Mn en las poblaciones Yaquis en el periodo febrero-octubre de 2015.

Capítulo XIV. Evaluación de dos desparasitantes contra nematodos gastrointestinales en equinos del poblado de San José de Bacum, Sonora, México

¹Munguía Xóchihua J. A., ¹Campas González G., ²Ducoing Watty A. M., ¹Hernández Chávez J. F. y ¹Flores Rodríguez L. A.

¹Academia y Laboratorio de Parasitología. Departamento de Ciencias Agronómicas y Veterinarias. Instituto Tecnológico de Sonora.

²Departamento de Genética y Bioestadística. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.

*javier.munguia@itson.edu.mx

RESUMEN

Los parásitos gastroentéricos afectan la salud y función zootécnica de los equinos, por lo cual el objetivo del estudio fue evaluar la eficacia de dos compuestos contra nematodos gastrointestinales (NGI) en equinos adultos naturalmente infestados en praderas del poblado de San José de Bacum, Sonora, México. Con una carga mínima de 100 huevos por gramo de heces de NGI, 18 animales recibieron aleatoriamente uno de tres antihelmínticos orales 1). Ivermectina (IVM; n=6): 200 mg por kg de peso, 2). Abamectina+praziquantel (AB+PRA; n=6): 200 mg + 2.5 mg por kg de peso y 3). Un grupo control (CTL; n=6) sin tratamiento. Después de la aplicación de los compuestos químicos (día 0) se recolectaron muestras de heces los días 0, 7, 14, 21, 28, 35, 42 y 49. Las técnicas diagnósticas de MacMaster, coprocultivo y Baerman fueron realizadas. El número de huevo por gramo de heces fue transformado a logaritmo natural para su normalización y posterior análisis multivariado de las mediciones repetidas del efecto de tratamiento a través del tiempo, usando tablas de contingencia con ajuste Bonferroni y la prueba exacta mediante una hipergeométrica multivariada. Para la diferencia entre tratamientos se realizaron la prueba exacta de Fisher para cada par de tratamientos, utilizando el ajuste por Bonferroni. Se identificaron huevos de pequeños y grandes *strongylus*, tres muestras con *Parascaris equorum* y una con *Anaplocephala* spp. La cantidad de larvas tres recolectadas en los tres grupos fue de 28,000, con una porcentaje de distribución de 23.4% de grandes *strongylus*, 23.4% de pequeños *strongylus* y 53.2% de *ciathostomas*. La eliminación de huevos fue evidente al día 21 y 28 para los tratamientos IVM y ABA+PRA respectivamente, pero el efecto de extensión (EE) permaneció in 5.79% hasta los 49 días del estudio mientras que en el ABA+PRA el EE fue de 0% a los 35 días. De acuerdo a los resultados, la efectividad para ambos compuestos mostraron un efecto retardado en la reducción de huevos pero en los caballos tratados con ivermectina continuaron con una carga baja hasta el final del estudio.

ABSTRACT

Gastrointestinal parasites affect the health and zootechnical function on equines, so the objective of the assay was to evaluate the effectiveness of two compounds against gastrointestinal nematodes (GIN) in adult horses naturally infected in pastures at the village of San José de Bacum, Sonora, Mexico. With a minimal load of 100 eggs per gram of faeces of GIN, 18 animals receive randomly one of three oral anthelmintics: 1). Ivermectin (IVM; n=6): 200 mg per kg of weight; 2). Abamectin + praziquantel (ABA+PRA; n=6): 200 mg + 2.5 mg per kg of weight and 3). An untreated control group (CTL; n=6). After the application of the chemical compounds (day 0) the stools samples were collected on days 0, 7, 14, 21, 28, 35, 42 and 49. The diagnosis techniques of McMaster, coproculture and Baerman were carried out. The number of eggs per gram of feces was transformed

to natural logarithm for normalization and a successive multivariate analysis of the repeated measurements of the treatment effect over the time, using contingency tables with Bonferroni adjustment and the exact test using a multivariate hypergeometric. For the difference among treatments the Fisher's exact test were performed for each pair of treatments, using the Bonferroni adjustment. Small and large strongylus eggs were identified, three samples with *Parascaris equorum* and one with *Anaplocephala spp.* The amount of three larvae collected in the three groups was 28,000, which were distributed in: Large *strongylus* 6560 (23.4%), small *strongylus* 6540 (23.4%) and *ciathostomas* 14900 (53.2%). The elimination of eggs was evident at day 21 y 28 for the IVM and ABA+PRA treatment respectively, but the effect of extension (EE) remains in 5.79% until the 49 days of the study while in ABA+PRA the EE was 0% at the 35 days. According to the results, the effectiveness for both compounds shows a delayed effect on the reduction of eggs but in the horses treated with ivermectin the load remains low until the end of the study.

INTRODUCCIÓN

En la parte sur del estado de Sonora predomina el clima semiárido, condición que por lo general no es común la transmisión de nematodos gastrointestinales (NGI), pero éstos han logrado adaptarse a estas condiciones climáticas creando un ecosistema endémico, que afectan a los equinos compitiendo por los nutrientes que el huésped obtiene de vegetación característica de éste ecosistema (1).

Las parasitosis gastrointestinales son producidas por helmintos (nematodos, cestodos) y protozoarios. Estos representan una amenaza para los animales domésticos, ya que causan anorexia, reducción en la ingestión de alimentos, pérdida de sangre y proteínas plasmáticas en el tracto gastrointestinal, alteraciones en el metabolismo proteico, reducción de minerales, depresión en la actividad de algunas enzimas intestinales y diarrea (2,3).

Los parásitos gastrointestinales son frecuentes en equinos, los más importantes son los Cyatostomas (pequeños strongylus); el grupo de *Strongylus spp*, *Oxyuris sp*, *Trichostrongylus sp*, *Trichonema sp* y *Triodontophorus sp* (grandes strongylus), y *Parascaris equorum* y *Anaplocephala perfoliata*, *A. magna*, *Paranaplocephala mamillana*. Los tres grupos se localizan en intestino grueso y colon a excepción de *P. equorum* y *Trichostrongylus sp* que están en intestino delgado, estos pueden representar los mayores riesgos de salud. Estos están asociados con disminución de la productividad y desempeño, bajo crecimiento, pérdida de peso, cólicos, gastritis entre otras manifestaciones clínicas de enfermedad (4). Por los efectos en los equinos es necesario realizar control de los parásitos con programa basado en el uso regular de compuestos desparasitantes (5).

Los parásitos internos son la causa principal de cólico en los caballos y a menudo son el factor causal que contribuye en la presentación de varios problemas de tipo respiratorio, digestivo y de pérdida de la función zootécnica. Aunque los parásitos son un problema constante para los dueños de los animales, su severidad puede reducirse con un programa antiparasitario preventivo que sería elaborar un calendario de desparasitación sistemático, con la aplicación de un compuesto específico (6,7). El programa de control debe incluir los factores que favorecen la infestación parasitaria como son: el ciclo biológico, el grado de infestación, la especie del parásito infectante, la susceptibilidad del huésped, el clima, la zona geográfica, la alimentación, entre otros factores. Para realizar programas de control específicos para disminuir al mínimo los efectos negativos de los NGI y aumentar la productividad y rendimiento zootécnico de los equinos.

Para el control de los parásitos gastroéntericos están los compuestos pertenecientes a las Lactonas Macroclínicas entre las que se encuentran las Avermectinas (Ivermectina, Abamectina, Doramectina y Selamectina) y las Milbemicinas (Moxidectina) utilizados principalmente por su actividad antihelmíntica y contra parásitos externos. La Ivermectina tiene alta efectividad y amplio espectro

contra diversas especies de nematodos, que incluyen formas adultas y larvas; también es efectivo contra diversos artrópodos de los animales domésticos (8)

La Abamectina es una Lactona Macroclícica perteneciente al grupo de las avermectinas es una mezcla de Avermectinas que contiene más del 80% de Avermectina B1a y el resto (<20%) de Avermectina B1b. Estos dos compuestos B1a y B1b tienen unas propiedades toxicológicas parecidas (9), poseen un mecanismo de acción común, por lo general tiene potente actividad antihelmíntica y endectocida, contra parásitos gastrointestinales y pulmonares como larvas y adultos y estadios hipo bióticos (10,11,12).

Entre los equinos de trabajo es frecuente un escaso manejo sanitario y la predisposición a agentes parasitarios. En la población de estudio hay pocas publicaciones que indiquen los géneros de parásitos gastrointestinales presentes en equinos de trabajo, por lo cual es necesario determinar la frecuencia, identificar los géneros de parásitos gastrointestinales y evaluar dos compuestos químicos para el control de las poblaciones de parásitos en equinos de trabajo localizados en San José de Bacum, Sonora.

MATERIALES Y MÉTODO

Localización del estudio. Se realizó en el poblado de San José de Bacum, Sonora. Que se ubica en el bloque 103 del Valle del Yaqui, calle Base entre 11 y 13. Se localiza entre las coordenadas 110° 43'10'' con una latitud norte 28° 14'33'' y 110° 20'00'' y 110° 27'30'' longitud oeste. Colinda al norte con Guaymas y al sur con el Mar de Cortez, al este con el municipio de Cajeme y al oeste con San Ignacio Rio Muerto. Presenta una temperatura media anual de 24°C., clima cálido seco, precipitación media anual de 284.5 mm (13).

Diseño experimental. Se tomaron muestras de heces de 20 equinos sin considerar, raza, sexo, edad, estado fisiológico, a los cuales se les realizaron las técnicas cualitativa de flotación y cuantitativa de McMaster (14), para determinar los animales positivos a NGE. De los animales positivos se seleccionaron 18 con al menos 100 huevos de nematodos gastroentéricos por gramo de heces (HGH), con los cuales se formaron 3 grupos de seis animales cada uno en forma aleatoria (15).

Al grupo A se aplicó Ivermectina (pasta) a una dosis de 200 mg /kg por vía oral; Grupo B se aplicó Abamectina/praziquantel (pasta) a una dosis de 200 mg/kg y 2.5 mg/Kg respectivamente administrado por vía oral; Grupo C fue el grupo control sin tratamiento. Después de la aplicación de los compuestos químicos (día 0) se realizaron tomas de muestra de heces los días 0,7,14,21,28,35, 42 y 49 (15).

Las muestras heces se tomaron directamente del recto o recién defecadas las cuales se identificaron y se colocaron en una hielera con refrigerantes, para ser trasladadas al Laboratorio de Parasitología del Programa Educativo de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Depto. Ciencias Agronómicas y Veterinarias del Instituto Tecnológico de Sonora en donde se realizaron las técnicas coprológicas cualitativa de flotación y cuantitativa de MacMaster, técnica de coprocultivo e identificación de larvas tres (16,14).

Diseño estadístico del estudio: Un solo factor con tres niveles con observaciones repetidas en el tiempo y tres covariables.

Análisis. Para la variable respuesta número de huevos por gramo de heces se realizó un análisis multivariado para observaciones repetidas de un diseño de un solo factor con tres niveles y cuatro covariables (sexo, peso, edad y la medición al tiempo 0). Previamente al análisis, se transformó el número de huevos a logaritmo natural (17,18).

Para medir la eficacia se utilizó la prueba de flotación (resultado negativo). Se realizó un análisis de tablas de contingencia para cada tiempo, utilizando el ajuste de Bonferroni y la prueba exacta mediante una hipergeométrica multivariada. Para los tiempos donde se encontraron diferencias

significativas entre tratamientos, se realizaron pruebas exactas de Fisher para cada par de tratamientos, utilizando el ajuste por Bonferroni (19,18).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró la eficacia para Ivermectina del 100% y para Abamectina/Praziquantel del 66.7% en el día 21 en ambos casos.

La eficacia únicamente se encontró una diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos en el día 21 ($p=0.002$) y ésta se debe a la diferencia entre el grupo control y el grupo que recibió Ivermectina (Tabla 1).

En lo que respecta al logaritmo natural del número de huevos no se encontró interacción de los tratamientos con el tiempo ($p=0.0745$) por lo tanto se analizó el efecto principal de tratamientos que resultó significativo ($p=0.0190$). Las medias por mínimos cuadrados y sus errores estándar aparecen en la Tabla 2.

En conclusión, la media del logaritmo natural del número de huevos por gramo de heces es menor para el grupo que recibió IVM que para el grupo control.

Se encontró un efecto de intensidad y extensión para la IVM y ABA+PRA del 100% en día 21 en ambos casos. Para el efecto de intensidad para ABA+PRA del 97% en el día 28 y de extensión los días 14 y 21 con 66.7% respectivamente (Tabla 3).

Las cargas de huevos por gramo de heces que se mantuvieron en el grupo control indican que la disminución de huevos se debe a la aplicación del desparasitante.

El total de las muestras al inicio del estudio presentaron la presencia de huevos de nematodos gastrointestinales como de pequeños y grandes *strongylus*, así como tres muestras presentaron *Parascaris equorum* y una con *Anaplocephala* spp. La cantidad de larvas tres recolectadas durante el estudio en los tres grupos fue de 28,000, las cuales se distribuyeron en: grandes *strongylus* 6560 (23.4%), pequeños *strongylus* 6540 (23.4%) y los *ciathostomas* 14900 (53.2%), (Tabla 4).

Con respecto a la frecuencia de NGI se encontraron resultados similares en diferentes trabajos realizados en el sur de Sonora en donde un estudio realizado en San Juan Cocorit se evaluaron dos desparasitantes en dos cuadras en donde se localizó *Parascaris equorum* dando evidencia de su presencia en la región (20).

Un estudio posterior en el Valle del Yaqui se recolectaron 150 muestras de equinos de las cuales 124 (86.67%) fueron positivas a huevos de parásitos gastrointestinales, siendo los más frecuentes: *Cyathostomum* spp (71.33%), *Trichostrongylus* spp (47.33%), *Strongylus* spp (38%), *Triodontophorus* spp (13%), *Parascaris equorum* (6.6%), *Habronema* spp (2%) y *Oxyuris equi* (1.33%), evidenciado la gran distribución que tienen los parásitos en la región en estudio (6).

Otro estudio coprológico realizado en equinos de alta estima en el Municipio de Cajeme con 176 (26.70%) muestras y de Navojoa 124 (53.22%) muestras positivas respectivamente. Los géneros parasitarios que se encontraron en orden descendente para el municipio de Cajeme fueron: *Strongylidae* spp (85.11%), *Parascaris equorum* (25.63%), *Anaplocephala* spp (12.77%); para el municipio de Navojoa fueron: *Strongylidae* spp (93.33%), *Parascaris equorum* (21.21%), *Anaplocephala* spp (9.10%), *Oxyuris equi* (1.52%), mostrando la presencia y diversidad de estos parásitos en dos municipios del sur de Sonora (21).

Un estudio realizado en equinos de trabajo del poblado de San José Bacum, Sonora se identificaron los géneros de 165 (100%) larvas de NGI las cuales se distribuyeron en grandes strongylus (55%): *Strongylus vulgaris* 56 (31.51%), *Strongylus equinus* 25 (15.15%), *Strongylus edentatus* 13 (7.88%); pequeños strongylus (43%): *Strongyloides* spp 52 (31.51%), *Trichonema* spp 13 (7.87%), *Trichostrongylus axei* 6 (3.63%) (22).

Los diferentes estudios realizados en el sur de Sonora muestran similitud en la presencia de NGI y en la identificación de las larvas tres como sucedió en este estudio, indican que es un ecosistema endémico para la presencia de NGI en equinos.

En el mismo poblado de San José de Bacum, se evaluaron dos compuestos en equinos de trabajo y se obtuvo para la IVM una eficacia del 100% durante 11 semanas (22), en este estudio se obtuvo el 100% de eficacia para la IVM pero solo en la tercera semana. La diferencia en el tiempo de eficacia pudo deberse al uso continuo del compuesto que ha permitido el desarrollo de resistencia, como se puede observar después de la tercera semana baja el porcentaje de efectividad (Cuadro 3), supuesto que debe ser comprobado con un estudio complementario.

Estudios realizados para evaluar la eficacia de la IVM en pasta a una dosis de 0.2 mg/kg muestra una eficacia hasta el 98% en diversas especies de parásitos en equinos (23). Con el uso de IVM a en equinos en pasta vía oral a una dosis de 0.2 mg/kg, se redujeron las cuentas de huevos 10-14 días después del tratamiento por 96.9% y 100% para cyathostomidos y *Parascaris equorum*, no se observaron signos de desarrollo de evidencia de resistencia para la Ivermectina (24).

Se reporta que con el uso de IVM todavía se muestran altos grados de acción en varios establos (25,26). Sin embargo hay algunos informes iniciales de casos aislados de reducción de la eficacia a cyathostomidos de la ivermectina (27,25). Que se manifiestan por la cantidad de huevos de pequeños strongylos por gramo de heces retornan rápido a los conteos iniciales antes de la desparasitación con Ivermectina en equinos (28).

Este efecto se puede explicar con datos parasitológicos con similitud en la rutas de administración, se puede suponer que los niveles de IVM de llegada al intestino por vía oral fueron suficientes para asegurar una óptima eficacia a nivel experimental, pero el fármaco medido dos días después no muestra concentración adecuada como la encontrada unas horas después del tratamiento. El nivel del fármaco por vía oral puede ser muy alta después de la aplicación oral y puede ejercer una eficacia transitoria suficiente para eliminar la población de nematodos. Esta puede ser una razón por la cual la IVM oral es muy eficaz contra NGI (29). Sin embargo si hay una reinfección días después de la aplicación oral la concentración de la IVM no será suficiente para la eliminación de los nematodos los cuales se van a establecer en el huésped con todas sus implicaciones (30).

La Abamectina fue introducida en la línea veterinaria como antihelmíntico desde 1985 (31). La eficacia de la ABA en equinos por vía subcutánea a una dosis de 0.2 mg/Kg se encontró una eficacia postratamiento al día 3 de 71.04%, al día 7 de 92.75% y al 14 de 98.69% y las carga de huevos por gramo de heces disminuyeron en forma paulatina (32).

En este estudio la eficacia mucho menor e irregular lo cual no concuerda con estos estudios la diferencia se puede deber a situaciones reportadas en cabras y relacionadas con la baja eficiencia como es el ayuno, mala condición corporal asociada a una alta carga parasitaria, así como el tipo de alimentación, que pueden afectar la biodisponibilidad del fármaco (30), situaciones que es posible se presenten en equinos supuesto que es necesario comprobar.

Para determinar que un antihelmíntico es eficaz (no resistente) estos deben sobrevivir después de tratamiento el tiempo necesario para vaciar los intestinos que generalmente es de 48 horas. Sin embargo, se debe tener una eliminación o supresión temporal de la producción de huevos: 3 días

para Levamisol, 8 días para Bencimidazoles y 14-17 días para Milbemicina. Por lo cual no se deben encontrar huevos en heces después de esos tiempos. Se debe tener precaución cuando los animales están en praderas o potreros muy infestados donde puede haber re-infecciones continuas. La presencia de huevos viables en el tiempo de tratamiento es indicativo de resistencia (33).

Si hay evidencia de un pequeño porcentaje de sobrevivencia puede indicar un problema de resistencia que puede aumentar con la aplicación continua del mismo compuesto y este efecto debe ser controlado (33).

En general una reducción superior al 95% en la cantidad de huevos por gramo de heces, indica población susceptible, y se puede seguir utilizando el compuesto (33), caso contrario reducciones menores al 95% son indicadores de presencia de resistencia y se debe evaluar la eficacia de los compuestos a aplicar en el hato (34,28).

Los resultados encontrados en este estudio de Ivermectina y Abamectina/Praziquantel fueron menores al 95% en promedio, a pesar de su residualidad y efectos mostrados en otros estudios, por lo cual se sugiere que hay presencia de resistencia a estos compuestos en equinos de San José de Bacum, Sonora.

CONCLUSIÓN

Se presentaron diversos parásitos gastroentéricos y los dos compuestos evaluados están por debajo del porcentaje ideal de reducción de huevos por gramo de heces, por lo cual se sugiere la presencia de resistencia a estos compuestos químicos en la población de equinos del poblado de San José de Bacum, Sonora.

REFERENCIA

1. Sykes, A.R., McFarlane, R.G. y FAMILTON, A.S. (1992). Parasites immunity and anthelmintic resistance. In: Speedy, A.W. (Ed). Progress in Sheep and Goat Research. CAB International, Oxford, UK. pp. 179-191.
2. Quiroz, R.H. (1984). Parasitología y enfermedades parasitarias de animales domésticos. México: Limusa. p. 320, 826.
3. Soulsby, E.J.L. (1987). Parasitología y enfermedades parasitarias en los animales domésticos. 7a ed. México: Interamericana. p. 100-342.
4. Love, S., Murphy, D. y Mellor, D. (1999). Pathogenicity of cyathostome infection. *Vet. Parasitol.* 85, 113-121.
5. Fritzen, B., Rohn, K., Schnieder, T., Samson, H.J.G.V. (2010). Endoparasite control management on horses farms – lessons from worm prevalence and questionnaire data. *Equine V.J.* 42:79-83.
6. Leyva, M, A. (1997). Determinación de la frecuencia de nematodos gastroentéricos y pulmonares en equinos del Valle del Yaqui, Tesis de Licenciatura Médico Veterinario Zootecnista. Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, Sonora.
7. Muñoz, G., Domínguez, A. y Argas, R. (1997). Identificación y descripción de parásitos gastrointestinales en equinos del estado de Yucatán, México Congreso Nacional de Parasitología Veterinaria Asociación Mexicana de Parasitología Veterinaria Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida Yucatán.
8. Aranzazu, G.C., Sahagun, P.A.M., Diez, L.M.J., Fernandez, M.N., Sierra, V.M. y García, V.J.J. (2009). The pharmacokinetics and metabolism of ivermectin in domestic animal species. *The Veterinary Journal.* 179:25-37.
9. Meister, R.T. (ed.). (1992). Farm Chemicals Handbook '92. Meister Publishing Company, Willoughby, OH.
10. Campbell, W.C. (1993). Ivermectin an antiparasitic agente. *Medical Research Reviews.* 13:61-79.
11. Echeverría, J., Mestorino, N., Turic, E., Pessoa, J. y Errecelde, J.O. (2001). Pharmacokinetics of abamectin in horses. *J. Vet. Pharmacol. Therap.* 24:359-360.
12. McKellar, Benchaoui, H.A. (1996). Avermectins and milbemycins. *J Vet Pharmacol Therap.* 19: 331-351.
13. Palacio Municipal de San José de Bacum, Sonora. México.
14. Munguía, X.J.A. (2014). Manual de prácticas Laboratorio de Parasitología. Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON). Talleres gráficos ITSON. México. pág.36,55,56,57.
15. Wood, I.B., Amaral, N.K., Bairden, K., Duncan, J.L., Kassai, J., Malone, J.B., Pankavich, J.A., Reinecke, R.K., Slocombe, O., Taylor, S.M. y Vercruyse, J. (1995). World Association for the Advancement of Veterinary Parasitology (W.A.A.V.P) second edition of guidelines for evaluating the efficacy of anthelmintics in ruminants (bovine, ovine and caprine). *Vet Parasitol.* 58:181-213.

16. Hendrix, Ch.M. y Robinson E. (1998). Diagnostic parasitology for veterinary technicians. Mosby Elsevier. St. Louis Missouri. USA.
17. Maxwell, S.E. y Delaney, H.D. (1990). Designing Experiments and Analyzing Data. Wadsworth, Inc. California.
18. Zar, J.H. (1999). Biostatistical Analysis. Prentice Hall. New Jersey USA.
19. Agresti, A. (1996). An Introduction to Categorical Data Analysis. John Wiley and Sons, INC. New York.
20. Vega, B.A. (1996). Efectividad de dos desparasitantes contra *Parascaris equorum* en caballos. Tesis de Licenciatura Médico Veterinario Zootecnista. Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón Sonora, México.
21. Salazar, L.R. (1999). Frecuencia de parásitos gastrointestinales, hepáticos y pulmonares en caballos de alta estima en los municipios de Cajeme y Navojoa, Sonora. Tesis de Licenciatura Médico Veterinario Zootecnista. Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, Sonora, México.
22. Quesney, B.G.E. (2001). Evaluación de dos desparasitantes contra nematodos gastrointestinales en equinos de San José de Bácum, Sonora. Tesis de Licenciatura Médico Veterinario Zootecnista. Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, Sonora, México.
23. Barragry, T.B. (1987). Review of the pharmacology and clinical uses of ivermectin. *Can Vet J.* 28:512-517.
24. Larsen, M.L., Ritz, Ch., Petersen, S.L., Nielsen, M.K. (2011). Determination of ivermectin efficacy against cyathostomins and *Parascaris equorum* on horse farms using selective therapy. *The Veterinary Journal.* 188: 44-47.
25. Lyons, E.T., Tolliver, S.C., Bonita, M., Lewellen, A., Collins, S.S. (2008). Field studies indicating reduced activity of ivermectin on small strongyles in horses on a farm in Central Kentucky. *Parasitol Res.* 103:209-215.
26. Traversa, D., Klei, T.R., Lorio, R., Paoletti, B., Lia, R.P., Otranto, D., Sparagano O.A.E. y Giangaspero, A. (2007). Occurrence of anthelmintic resistant equine cyathostome populations in central and southern Italy. *Prev Vet Med.* Dpi:10.1016/j.prevetmed. 2007.07.006.
27. Molento, M.B.N. (2008). Avermectin/milbecin resistance in cyathostomes: current situation. Proceedings of equine parasite drug resistance workshop, Copenhagen. Page 11.
28. Himmelstjerna, G.V.S., Fritzen, B., Demeler, J., Schurmann, S., Rohn, K., Schnieder, T. y Epe, C. (2007). Cases of reduced cyathostomin egg-reappearance period and failure of *Parascaris equorum* egg count reduction following ivermectin treatments as well as survey on pyrantel efficacy on German horse farms. *Vet Parasitol.* 15:74-80.
29. Waruiru, R.M., Kogi, J.K., Weda, E.H. y Ngotho, J.W. (2003). Multiple anthelmintic resistance on a goat farm in Kenya. *Vet. Parasitol.* 75: 191-197.
30. Lespine, A., Alvinerie, M., Sutra, J.F., Pors, I. y Cartier, Ch. (2005). Influence of the route of administration on efficacy and tissue distribution of ivermectin in goat. *Vet. Parasitol.* 128:251-260.
31. Egerton, J.R., Ostlind, D.A., Blair, L.S., Eary, C.H., Suhayda, D. Cifello, S., Riek, R.F. y Campbell, W.C. (1979). Avermectins, new family of potent anthelmintic agents: efficacy of the B1a component. *Antimicrobial agents and Chemotherapy.* 22:372-378.
32. Mahfooz, A., Massod, M.Z., Yousaf, A., Akhtar, N. y Zafar, M.A. (2008). Prevalence and anthelmintic efficacy of abamectin against gastrointestinal parasites in horses. *Pakistan Vet. J.* 28:76-78.
33. Coles, G.C., Jakson, F., Pomroy, W.E., Prochard, R.K., Samson, H. G.V., Silvestre, A., Taylor, M.A. y Vercruyse, J. (2006). The detection of anthelmintic resistance in nematodes of veterinary importance. *Veterinary Parasitology.* 136: 167-185.
34. Coles, G.C., Bauer C., Borgsteede F.H.M., Geerts S., Klei T.R., Taylor M.A. y Waller P.J. (1992). World association for the advancement of veterinary parasitology (W.A.A.V.P.) methods for the advancement of anthelmintic resistance in nematodes of veterinary importance. *Vet. Parasitol.* 44: 35-44.

Tabla 1. Proporción de equinos por tratamiento con cero huevos por tratamiento para cada tiempo

Tiempo	Tratamiento			P
	Abamectina-Praziquantel (%)	Ivermectina (%)	Control (%)	
D0	0	0	0	
D7	33.3 ^a	33.3 ^a	0 ^a	0.0471
D14	66.7 ^a	33.3 ^a	0 ^a	0.085
D21	66.7 ^{ab}	100 ^a	0 ^b	0.002
D28	33.3 ^a	50 ^a	0 ^a	0.275
D35	0 ^a	33.3 ^a	0 ^a	0.294
D42	0 ^a	33.3 ^a	0 ^a	0.294
D49	0	0	0	

^{ab} Literales diferentes por renglón indican diferencias estadísticamente significativas

Tabla 2. Promedios del logaritmo natural del número de huevos por gramo de heces por grupo tratamiento

Tratamiento	Medias por mínimos cuadrados	Error estándar
Control	6.4415972 ^a	0.52347537
Abamectina/Praziquantel	4.6683819 ^{ab}	0.5291143
Ivermectina	4.1494423 ^b	0.69096033

^{ab} Literales diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

Tabla 3. Efecto de intensidad y extensión de dos compuestos contra NGI en equinos

Compuesto	Día							
Ivermectina	0	7	14	21	28	35	42	49
EI%	-1.43	11.11	65	100	56.31	47.36	49.23	5.79
EE %	0	33.34	33.34	100	50	33.34	33.34	0
Rango hgh	300-1500	0-550	0-200	0-0	0-1300	0-850	0-600	200-3500
Abamectina/Praziquantel								
EI%	-136	20.59	78	93	97	84	90	92
EE %	0	33.34	66.7	66.7	33.34	0	0	0
Rango hgh	200-3450	0-600	0-2550	0-850	0-300	150-1800	150-650	300-550
Control								
Rango hgh	300-950	150-300	100-800	200-600	350-1700	250-800	250-850	300-2250
EI= Efecto de intensidad EE= Efecto de extensión hgh= huevos por gramo de heces								

Tabla 4. Distribución total de larvas 3 en equinos de San José de Bacum, Sonora

Grupo	Identificación	Número	Porcentaje %
Grandes strongylus	<i>S. vulgaris</i>	1070	3.8
6560 (23.4%)	<i>S. equinus</i>	1780	6.4
	<i>S. edentatus</i>	3710	13.3
Pequeños strongylus	<i>Trichostrongylus axei</i>	2450	8.8
6540 (23.4%)	<i>Trichonema</i>	2640	9.4
	<i>Strongyloides spp</i>	1450	5.2
Ciathostomidos (53.2%)	<i>Ciathostoma spp</i>	14900	53.2
		28000	100.0

Capítulo XV. Humedales híbridos para el tratamiento terciario de aguas municipales

Morales Morales L. ^{A,B}, Navarro Frómata A.E. ^{B,*}, y Herrera Cárdenas J.A. ^B

^AFacultad de Ingeniería, Posgrado de Ingeniería Ambiental. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

^BUniversidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros, Puebla, México, Prolongación Reforma 168, barrio de Santiago Mihuacán, Izúcar de Matamoros, C.P. 74420. +52-243-436-3894 al 96.

*navarro4899@gmail.com

RESUMEN

Se muestran los resultados de la remoción de contaminantes en el pulido terciario del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Izúcar de Matamoros, utilizando un sistema híbrido piloto de humedales de flujo subsuperficial, combinando mesocosmos verticales (FSSV) y horizontales (FSSH), plantados con *Phragmites australis* (Phr) y *Typha spp* (Ty) y dispuestos en dos líneas en paralelo (L1 y L2), con la configuración FSSV→FSSV→FSSH. Los arreglos vegetales fueron: L1: Phr–Phr–Ty; L2: Phr–Ty–Ty. En las entradas y salidas se determinó pH, conductividad, turbiedad, demanda química de oxígeno, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- , así como las concentraciones, por cromatografía de gases/espectrometría de masas, de cafeína (CAF), galaxolide (GAL), naproxeno (NAP), alquilfenoles (AF) y coprostanol (COP), microcontaminantes orgánicos, algunos de carácter emergente (MCO). Se observó que el pH se incrementa hacia valores más cercanos a la neutralidad y la turbiedad disminuye drásticamente, llegando a 2.65-3.65 UNT, valor inferior al máximo permisible de 10 UNT establecido en la Ley Federal de Derechos para uso público urbano. Se logró una remoción significativa de la carga orgánica total (83.8-88.6%) así como de los MCO estudiados (MCO, valor inferior-superior de % de remoción de ambas líneas): CAF, 99.4-99.6; GAL, 98.3-98.4; NAP, 88.7-94.3; AF 91.8-92.6; COP, 99.9-99.9.

ABSTRACT

In this work are shown the results of the removal of pollutants in the tertiary treatment of the effluent of the wastewater treatment plant of the city of Izúcar de Matamoros, using a pilot hybrid system of subsurface flow wetlands, combining vertical (VSSF) and horizontal (HSSF) mesocosms, planted with *Phragmites australis* (Phr) and *Typha spp* (Ty) and arranged in two parallel lines (L1 and L2), with the configuration VSSF→VSSF→HSSF. The plant arrangements were: L1: Phr–Phr–Ty; L2: Phr–Ty–Ty.. In the inlets and outlets were determined pH, conductivity, turbidity, chemical oxygen demand, NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^- , as well as the concentrations of caffeine (CAF), galaxolide (GAL), naproxen (NAP), alkylphenols (AF) and coprostanol (COP), organic micropollutants (OMP) some of emerging concern, by gas chromatography/mass spectrometry. It was noted that the pH increased to values closer to neutrality, turbidity decreased drastically, reaching 2.65-3.65 UNT, lower than the maximum permissible 10 UNT established for urban public use by the Federal Law of Water Rights. Were achieved significant removals of the total organic load (83.8-88.6%) as well as of the OMP studied in the influente the system (OMP, lower-upper average % removal values of both lines): CAF, 99.4-99.6; GAL, 98.3-98.4; NAP, 88.7-94.3; AF 91.8-92.6; COP, 99.9-99.9.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de los cuerpos receptores de aguas municipales

Los cuerpos y corrientes de agua superficial, especialmente los ríos, han sido un importante sostén de la economía y fuente de agua potable en muchas regiones [1,2]. Sin embargo, además de los problemas de sobreexplotación de estos recursos, sin respetar los límites ecológicos, se conciben como un receptor de agua residual y se confía demasiado en su capacidad de atenuar mediante procesos naturales la contaminación. Esto ocasiona severos daños económicos y a la salud de las poblaciones que dependen de los recursos hídricos contaminados [3]. Una de las fuentes importantes de contaminación de las aguas superficiales lo constituye la descarga de aguas

residuales municipales e industriales con un bajo porcentaje de tratamiento adecuado, que consiste en muchas regiones, en las plantas convencionales de tratamiento [4,5]. En diciembre del 2012 había en México 2342 plantas municipales en operación, con una capacidad total instalada de $140.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, que procesaban el 47.5% del total de las aguas residuales colectadas en los sistemas formales de alcantarillado municipales [6].

Remoción de los microcontaminantes orgánicos en las plantas de tratamiento

Muchos compuestos que se utilizan en la vida cotidiana y que por su constante vertido al ambiente se pueden considerar como pseudopersistentes, conocidos como los contaminantes emergentes o de preocupación emergente, no son adecuadamente removidos en los sistemas convencionales de tratamiento. Entre estos microcontaminantes orgánicos (MCO), se incluyen productos de higiene personal, cosméticos, productos industriales, para el hogar, fármacos de uso humano y veterinario, etc., que pueden actuar en algunos casos como disruptores endocrinos [7,8,9].

La incorporación a los cuerpos receptores de aguas residuales de los microcontaminantes orgánicos (MCO) presentes en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, es un problema bajo estudio por sus posibles implicaciones para la salud humana y de los ecosistemas acuáticos [10].

Los humedales construidos como alternativa de tratamiento

Una posible solución a la insuficiente remoción de los MCO en dichas plantas [11], es un tratamiento terciario de sus efluentes utilizando humedales construidos, HC [12]. Los humedales HC, también conocidos como artificiales o de tratamiento, son reactores biológicos de biopelícula sumergida, en los que transcurren los mismos procesos que tienen lugar en sus homólogos naturales para la remoción de los contaminantes presentes en el agua [13]. Actualmente han sido aceptados como una tecnología de calidad para el tratamiento de aguas de la más diversa procedencia especialmente en pequeñas comunidades donde el recurso económico es una limitante para el tratamiento de sus aguas residuales [14,15]. Partiendo de su clasificación primaria de acuerdo a si la circulación del agua (subterránea o superficial), en los humedales de flujo sub-superficial, la circulación es subterránea a través de un medio granular, en contacto con los rizomas y raíces de las macrófitas y con las biopelículas de microorganismos degradadores que se forman en todas las superficies. De acuerdo al flujo del agua, los humedales sub-superficiales pueden ser de flujo horizontal o vertical, HFSSH y HFSSV. Estos sistemas tienen una utilización creciente en climas tropicales [16,17], siendo adecuados para el tratamiento terciario de aguas municipales [18].

Los humedales construidos han demostrado ser relativamente efectivos para disminuir las cargas de contaminantes emergentes en el tratamiento de aguas residuales municipales [19, 20, 21,22].

Humedales híbridos

Se pueden combinar las diferentes características de los procesos que tienen lugar en los sistemas verticales y horizontales, fundamentalmente las distintas condiciones oxidativas, para formar sistemas híbridos, que pueden reducir el área necesaria por habitante equivalente, uno de los aspectos negativos de los HC [23, 24, 25, 26].

En este trabajo se muestra la evaluación de la remoción de contaminantes en un sistema piloto de humedales híbridos para el pulido terciario del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la ciudad de Izúcar de Matamoros (PTAR-IM).

MATERIAL Y MÉTODOS

La planta de tratamiento de Izúcar de Matamoros.

En la PTAR-IM se construyeron dos trenes para el tratamiento del agua con una capacidad nominal de aproximadamente 100 l s^{-1} , pero actualmente sólo opera una línea, por lo que procesa el 50% de esa capacidad. A continuación se describe brevemente la planta, señalando los puntos de muestreo que se utilizaron para estudiar su eficacia. Después de operaciones primarias de cribado y desengrasado (punto P1), el agua pasa a un sedimentador primario donde por un período de dos

horas se deja reposar para que los sólidos se depositen en el fondo por gravedad. El agua clarificada (punto P2), pasa al biofiltro donde por medio de microorganismos se degrada la materia orgánica. Del biofiltro (punto P3), el agua va hacia un sedimentador secundario en el que los sólidos en suspensión restantes son sedimentados luego de dos horas al igual que en el primero. A la salida de este sedimentador (punto P4), el agua pasa por un tanque de cloración y finalmente es descargada en el Río Nexapa.

Sistema piloto de humedales híbridos

Para el tratamiento terciario del efluente de la PTAR de Izúcar de Matamoros se construyó un prototipo piloto descrito anteriormente [27]. Brevemente, aprovechando las macrófitas más abundantes en la región, *Phragmites australis* (Phr) y *Typha spp* (Ty), se construyeron dos líneas en paralelo de humedales híbridos piloto (L1 y L2), con la configuración HFSSV→HFSSV→HFSSH. Cada línea cuenta con un arreglo vegetal diferente: L1 – Phr – Phr – Ty; L2 – Phr – Ty – Ty (figura 1):

La alimentación de los humedales se realizó por una tubería unida al tanque de alimentación que recoge el agua a la salida del sedimentador secundario de la PTAR-IM. Los experimentos de tratamiento se realizaron mediante la aplicación de 4 pulsos de agua espaciados cada 2 horas, con una duración cada uno de 15 minutos en los que se suministran 50 l del efluente de la planta. Posteriormente el sistema se deja reposar y se repite el ciclo. El suministro de 200 l de agua residual equivale a una carga hidráulica de 20 cm d⁻¹.

Muestreo

En total se realizaron 3 muestreos de los sistemas, 5 meses después de contruidos los sistemas. Para la toma de muestras se procedió de acuerdo a la NMX-AA-003-1980. Toda la manipulación y conservación de las muestras previo a los análisis, en caso de no ser analizadas de inmediato, se ajustaron a los procedimientos internacionalmente aceptados [28], debiendo señalarse que en general las muestras se analizaron dentro de las 6 horas de haber sido tomadas, siendo excepcional la determinación de algún índice fuera de ese tiempo sin exceder los tiempos señalados en la norma referida.

Se tomaron muestras de agua a la entrada y salida de cada uno de los componentes del sistema (ver figura 1).

Análisis de índices físico-químicos

Para evaluar la eficiencia de operación de los sistemas de tratamiento a las muestras de agua se les determinaron los índices físico-químicos que se indican en la tabla 1.

Extracción y análisis de compuestos orgánicos

Para esta determinación de contaminantes emergentes se filtraron las muestras (Whatman 40), procesando por separado la fase acuosa y la fase particulada. Se utilizó la extracción en fase sólida para la fase acuosa [29] y la extracción asistida por ultrasonido para la fase particulada [30]. Los extractos de la fase particulada fueron purificados por cromatografía en columna [31]. Todos los extractos se redujeron a un volumen conveniente y se conservaron a -4°C hasta su análisis cromatográfico. Para el análisis se reconstituyeron con una disolución de estándar interno y se reconstituyeron hasta un volumen de 100 µl. Previo a la inyección, los extractos fueron derivatizados con hidróxido de trimetilsulfonio (TMSH) en una proporción extracto/derivatizante (2:1) v/v.

Para el análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas se utilizó un cromatógrafo de gases Clarus SQ 680 acoplado a un espectrómetro de masas Clarus SQ 8T (Perkin Elmer), con una columna capilar AB5-MS de 30 m (0.25mm d.i., df 0.25 µm). Se utilizó un programa de temperatura iniciando a 80 °C por 1 min, una rampa de 10°C min⁻¹, hasta 200°C, seguida de una de 4°C min⁻¹ hasta 240°C, una de 10°C min⁻¹, hasta 290°C y un régimen isotérmico final de 10 min. La temperatura del inyector fue de 295°C y se utilizó helio como gas portador (1.5

ml min⁻¹). El espectrómetro de masas se operó en modo de impacto electrónico (70 eV), barrido de 35 a 450 amu y con la temperatura de la interface con el cromatógrafo y la de la fuente en 280°C. Para el aseguramiento de la calidad se evaluaron los recobrados mediante la adición de compuestos surrogados antes del proceso de extracción de las muestras. La cuantificación se realizó por curvas de calibración de 6 puntos con patrones puros de las sustancias a analizar (R>0.999). Se determinaron en las muestras los siguientes contaminantes emergentes: cafeína (CAF), sustancia ampliamente utilizada en formulaciones médicas y de alimentos, un marcador de aportes antropogénicos clásico; galaxolide (GAL), fragancia sintética tipo almizcle, de amplio espectro de utilización;; naproxeno (NAP), analgésico de uso general para combatir la fiebre y los dolores; alquilfenoles (AF), productos de la degradación de los alquilfenoles etoxilados, presentes en los detergentes no iónicos; coprostanol (COP), que no es de carácter emergente, pero es un buen indicador de la contaminación fecal.

Análisis estadístico

Para evaluar diferencias significativas entre las medias de los porcentajes de remoción, se realizó un análisis de varianza (Statistica 13, Dell Inc.), previa comprobación de sus supuestos utilizando valores de p<0.05 para ser consideradas significativas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Remoción de contaminantes en la PTAR-UTIM

En la tabla 2 se muestran los resultados del análisis de la remoción de los MCO estudiados y de la DBO en la PTAR-IM. Como se puede observar, la remoción que se alcanza de los MCO implica que la planta es una fuente de aporte de estos compuestos al río Nexapa, como sucede con las instalaciones de este tipo al no remover, con la efectividad necesaria, a este tipo de contaminantes.

Índices físico-químicos

La tabla 3 muestra los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos. Se observa que, sin variaciones considerables, el pH se acerca ligeramente a la neutralidad, efecto que se observa en los humedales construidos [32]. La CE mostro una disminución de 100 unidades en ambas líneas de tratamiento, sin embargo, del segundo sistema vertical al horizontal no se observan cambios importantes, lo que se relaciona con el desprendimiento de minerales por parte del medio granular.

Respecto a la turbidez se observa una disminución mayor del 75% en la primera celda, del 50% del segundo a la tercera celda donde disminuye hasta 3 UNT debido a los procesos de sedimentación que prevalecen en los sistemas horizontales. Los valores llegan a ser inferiores al máximo permisible de 10 UNT establecido en la Ley Federal de Derechos para uso público urbano.

Respecto a la carga orgánica, se observaron porcentajes de remoción mayores al 60% en las dos líneas, siendo Thy la macrófita que mejor remueve, los resultados coinciden con los reportados por [33], quienes reportaron un 56% de remoción en el primer nivel de un sistema híbrido, por otra parte, [34], reportaron un 80% de remoción para el mismo parámetro

El impacto medioambiental del nitrógeno en los sistemas acuáticos comprende diversos efectos tales como la acidificación del medio la eutrofización entre otros [35], por lo que es importante regular las concentraciones de amonio y nitratos para evitar problemas de toxicidad o eutrofización.

Los valores de las especies nitrogenadas analizadas se muestran en la tabla 4. Se observa una disminución en la concentración de nitratos debido a la oxigenación de la primera celda en las dos líneas, respecto a los nitratos se observa estabilidad en la primera línea demostrando un importante potencial de oxidación del amonio a nitrato por parte de los sistemas, lo que coincide con los resultados reportados por [36], respecto a la remoción de amonio los resultados son similares a los reportados (40-80%) por [37], para un sistema instalado en un sitio con bajas temperaturas,

resultados similares (66%) también fueron reportados por [38], debido a la nitrificación y la desnitrificación que se lleva a cabo, presumiblemente debido a la coexistencia de microambientes aerobios y anóxicos dentro del lecho.

Microcontaminantes orgánicos

Las concentraciones de los contaminantes estudiados disminuyen en 2-3 órdenes de magnitud [39]. En la tabla 5 se muestran los porcentajes de remoción en cada celda con respecto a su influente de los MCO estudiados y en la figura 5 se muestran los porcentajes de remoción acumulados en cada etapa del sistema.

Estos resultados coinciden con los reportados por [40], quienes demostraron que los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de remoción ($70\pm 21\%$) debido a la degradación aerobia que prevalece en el sistema. Una conclusión similar sobre la mayor eficacia del componente horizontal en los sistemas ha sido expresada por [41].

Los muestreos realizados mostraron una variación significativa en las concentraciones de los MCO estudiados en el influente al sistema (MCO, min-max, $\mu\text{g l}^{-1}$): CAF, 15.5-87.4; GAL, 2.3-18.3; NAP, 8.6-34.8; AF 43.0-161.4; COP, 1681-13754 [39]. Por ello, los altos porcentajes de remoción alcanzados evidencian que el sistema es robusto ante estos cambios de la composición del influente. Por otra parte [42], reportaron porcentajes de remoción superiores al 80 % para 13 MCO lo que atribuyen a las altas temperaturas y las diversas configuraciones de los sistemas. Los bajos porcentajes de remoción del NAP se relacionan con las cargas de entrada, debido a que otros trabajos [43] han reportado porcentajes de remoción entre 30 y 99% para sustancias de esta naturaleza.

CONCLUSIÓN

- Los sistemas híbridos, especialmente la etapa horizontal, son una buena opción para el tratamiento terciario del efluente de la PTAR, logrando la reducción de la turbiedad, la DQO y de microcontaminantes orgánicos.
- El sistema es fácil de operar en la modalidad de trabajo de pulsos durante 8 horas y 16 horas de reposo, factible de utilizarse en un turno de trabajo fijo.
- Las dos macrófitas estudiadas mostraron resultados estadísticamente similares en la segunda celda vertical, lo que permite utilizarlas indistintamente.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo, a la Secretaría de Educación Pública Federal (SEP), al Sistema Operador de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Izúcar de Matamoros y a la Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros por el financiamiento de los trabajos en los Proyectos 11-CAP2-1756 (AECID) y 2013-01-21-011-135, Convenio 2013-21-011-051 (SEP).

REFERENCIAS.

1. Baskar, S., Narasimhan, N., Swamidass, G., Ravichelvan R., Sukumaran, M. y Anandaraj, T. (2013). Seasonal Variations in physico-chemical parameters of river Cauveri, Thanjavur, Tamil Nadu, India. *Intl J Res Biol Sci.* 3(1), 8-11.
2. Edokpayi, J.N., Odiyo, J.O., Msagati, T.A.M. y Potgieter N. (2015). Temporal Variations in Physico-Chemical and Microbiological Characteristics of Mvudi River, South Africa. *Int J Environ Res Public Health.* 12(4), 4128-4140.
3. Navarro A., Herrera J., Caso L. y Marrugo J. (2013). Calidad del agua del río Nexapa: Tendencias espacio-temporales y sus implicaciones. En M. Ramos., V. Aguilera., (eds.) .Ciencias Naturales y Exactas, Handbook T-I. -©ECORFAN- Valle de Santiago, Guanajuato, pp. 83-97.
4. Guzmán-Colis G., Ramírez-López E.M., Thalasso F., Rodríguez-Narciso S., Guerrero-Barrera A.L. y Avelar-González F.J. (2011). Evaluación de contaminantes en agua y sedimentos del río San Pedro en el estado de Aguascalientes. *Universidad y Ciencia,* 27(1), 17-32.

5. Barceló-Quintal I.D., Salazar-Peláez M.L., García-Albortante J., Domínguez-Mariani E., López-Chuken U.J. y Gómez-Salazar S. (2013). Evaluation of Water Quality Index in Lerma River Upper Basin. *J Env Protect.* 4, 98-103.
6. CONAGUA (2012). Comisión Nacional del Agua. Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. Diciembre de 2011.
7. Kosma C.I., Lambropoulou D.A. y Albanis T.A. (2014). Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: occurrence, removal and environmental risk assessment. *Sci Total Environ.*, 466-467, 421-438.
8. Navarro A., Herrera J., Marrugo J., Bayona J. y Morales L. (2014). Microcontaminantes orgánicos en los ríos de México: El caso del río Nexapa. En M. Ramos., V. Aguilera., (eds.), *Ciencias de la Ingeniería y Tecnología, Handbook T-IV.* -©ECORFAN- Valle de Santiago, Guanajuato, pp. 49-63.
9. Vorkamp K., Bossi R., Bester K., Bollmann U.E. y Boutrup S. (2014). New priority substances of the European Water Framework Directive: biocides, pesticides and brominated flame retardants in the aquatic environment of Denmark. *Sci Total Environ.*, 470-471, 459-468.
10. Yan Q., Gao X., Chen Y.P., Peng X.Y., Zhang Y.X., Gan X.M., Zi C.F. y Guo J.S. (2014). Occurrence, fate and ecotoxicological assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants in Chongqing, the Three Gorges Reservoir Area. *Sci Total Environ.* 470-471, pp. 618-630.
11. Nam S.W., Jo B.I., Yoon Y. y Zoh K.D. (2014). Occurrence and removal of selected micropollutants in a water treatment plant. *Chemosphere*, 95, 156-165.
12. Ávila C., Nivala J., Olsson L., Kassa K., Headley T., Mueller R.A., Bayona J.M. y García J., (2014). Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Sci. Tot. Environ.*, 494-495, 211-217.
13. Hernandez M.E., (2013). "Ecological engineering for controlling water pollution in Latin America". En: *Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development.* AY Arancibia, R D Sotelo, J.W. Day y E. Reyes, (Ed.) ISBN: 978-1-84564-756-8. WIT Press UK.
14. Kadlec, R.H. y S.D. Wallace, (2009). *Treatment Wetlands*, 2nd. Edition. Boca Raton, CRC Press, 1016 p.
15. Vymazal, J., (2010). "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment". *Water*, 2, pp. 530-549.
16. García J. y A. Corzo, (2008). *Depuración con Humedales Construidos, Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial.* Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, España, pp. 2-10.
17. Molle P., Latune R.L., Riegel C., Lacombe G., Esser D. y Mangeot L. (2015). French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Sci Technol.* 71(10),1516-1523.
18. Chen Y., Wen Y., Tang Z., Huang J., Zhou Q. y Vymazal J. (2015). Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecol Eng.*, 84: 38-45.
19. Matamoros V., Sala L. y Salvadó V. (2012). Evaluation of a Biologically-based Filtration Water Plant, *Bioresour Technol.*, 104, 243-249.
20. Diordio A.V. y Carvalho A.J. (2013). Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *J Hazard Mater.* 252-253, 272-292.
21. Du B., Price A.E., Scott W.C., Kristofco L.A., Ramirez A.J., Chambliss C.K., Yelderman J.C. y Brooks B.W. (2014). Comparison of contaminants of emerging concern removal, discharge, and water quality hazards among centralized and on-site wastewater treatment system effluents receiving common wastewater influent. *Sci Total Environ.* 466-467, 976-984.
22. Zhang D., Gersberg R.M., Ng W.J. y Tan S.K. (2014). Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review. *Environ Pollut.* 184, 620-39.
23. Ávila C., Garfí M. y García J. (2013). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecol Eng.* 61, pp. 43-49.
24. Vymazal J. (2013). "The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development". *Water Res.* 47(14), pp. 4795-4811.
25. Zurita F. y White J.R., (2014). "Comparative Study of Three Two-Stage Hybrid Ecological Wastewater Treatment Systems for Producing High Nutrient, Reclaimed Water for Irrigation Reuse in Developing Countries". *Water*, 6, pp. 213-228.
26. Zapater Pereyra, M., Ilyas H., Lavrić, S., van Bruggen, H. y Lens P.N.L. (2015). Evaluation of the performance and the space requirement by three different hybrid constructed wetlands in a stack arrangement. *Ecol Eng.*, 82, 290-300.
27. Navarro A., Morales L., Sánchez J., Montoya J. y Herrera J. (2014a). Depuración terciaria de aguas residuales municipales con humedales híbridos: una experiencia piloto. *Memorias del VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental y II Seminario de Ciencias Ambientales SUE Caribe*, pp. 72-78. ISBN 978-958-9244-64-7. Santa Marta Colombia. 10-12 de octubre de 2014.
28. ISO 5667-3:2012 Water quality -- Sampling -- Part 3: Preservation and handling of water samples.
29. Matamoros V., Jover E. y Bayona J. (2010). Part-per-Trillion Determination of Pharmaceuticals, Pesticides, and Related Organic Contaminants in River Water by Solid-Phase Extraction Followed by Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography Time-of-Flight Mass Spectrometry. *Anal Chem.* 82, 699-706.

30. Zhang S., Zhang Q., Darisaw S., Ehie O. y Wang G. (2006). Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA. *Chemosphere*, 66, 1057-1069.
31. Yeasmin F., Rahman S., Rana S., Fatema K. y Hossain M. (2011). Determination of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs), anthracene in different variety of fish samples in the Bangsai river of Bangladesh. *African J Food Agric, Nutrit Develop.*, 11(2), 4664-4672.
32. Navarro A., García Y., Vázquez A. y Marrugo J. (2013a). Eficiencia de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales del empacado de hortalizas, *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4(1), 39-50.
33. Saeed, T., Afrin, R., Al Mueeed, A. y Sun, G. (2012). Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. *Chemosphere*, 88(9), 1065-1073.
34. Herrera Melián, J. A., Rodríguez, A. M., Arana, J., Díaz, O. G. & Henríquez, J. G. (2010). Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecol Eng.*, 36(7), 891-899.
35. Camargo, J. A. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2), 98-110.
36. Vymazal, J. y Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90-98.
37. Mæhlum, T. y Stålnacke, P. (1999). Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Water Sci Technol.*, 40(3), 273-281.
38. Ávila, C., Salas, J. J., Martín, I., Aragón, C. y García, J. (2013a). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecol Eng.*, 50, 13-20.
39. Navarro Frómata A.E., Morales Morales L., Sánchez Marín J. y Montoya Restrepo J.I. (2015). Humedales híbridos para la remoción de microcontaminantes orgánicos de aguas residuales municipales. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, ISSN 2007-512X. 6(12) Número Especial, pp. 86-90.
40. Ávila, C., Matamoros, V., Reyes-Contreras, C., Pina, B., Casado, M., Mita, L. y Bayona, J. M. (2014a). Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Science of the Total Environment*, 470, 1272-1280.
41. Ramprasad C. y Ligy P. (2016). Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. *Chem Eng J.* 284, 458-468.
42. Ávila, C., Bayona, J. M., Martín, I., Salas, J. J. y García, J. (2015). Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. *Ecol Eng.*, 80, 108-116.
43. Chen, Y., Vymazal, J., Březinová, T., Koželuh, M., Kule, L., Huang, J. y Chen, Z. (2016). Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Sci Tot Env.*, 566, 1660-1669.

Tabla 1 Índices físico-químicos determinados

Índice	Método	Unidades
Temperatura, T	NMX-AA-007-SCFI-2000	°C
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011	-
Conductividad, CE	NMX-AA-093-SCFI-2000	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Turbiedad, Tur	ISO 7027	UNT
Demanda química de oxígeno, DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001	mg L^{-1}
NO_2^-	EPA 354.1	mg L^{-1}
NO_3^-	SM 4500-NO3	mg L^{-1}
NH_4^+	SM 4500 NH_3	mg L^{-1}

Tabla 2. Resultados de la PTAR-IM (Media \pm Dest en ppb, excepto la DBO en ppm).

Punto	P1	P2	% Rem	P3	% Rem	P4	% Rem
MDHJ	12.86 \pm 1.59	11.53 \pm 3.84	10.4	8.11 \pm 0.64	36.9	8.77 \pm 0.92	31.9
CAF	17.55 \pm 3.08	14.24 \pm 7.88	18.8	12.54 \pm 8.44	28.5	14.13 \pm 1.89	19.5
GAL	11.90 \pm 4.17	7.77 \pm 3.07	34.7	4.00 \pm 0.78	66.4	3.60 \pm 1.17	69.7
AF	36.31 \pm 26.05	18.51 \pm 0.89	49.0	7.18 \pm 5.62	80.2	14.37 \pm 9.84	60.4
NAP	1.89 \pm 0.89	1.61 \pm 0.89	14.8	2.20 \pm 0.41	-16.3	2.06 \pm 0.12	-9.1
COP	749.71 \pm 33.82	507.93 \pm 156.06	32.3	411.90 \pm 70.10	45.1	350.34 \pm 28.59	53.3
DBO	437 \pm 4	369 \pm 81	15.6	307 \pm 137	29.7	227 \pm 30	48.1

Tabla 3. Valores de los índices físico-químicos

Punto	Planta	pH	CE	Tur	DQO
E		6.28 \pm 0.27	1926 \pm 114	81.1 \pm 20.2	367.4 \pm 151.6
HV1	Phr	6.30 \pm 0.19	1856 \pm 98	22.8 \pm 6.7	139.2 \pm 73.0
HV3	Phr	6.37 \pm 0.14	1848 \pm 68	11.2 \pm 2.4	60.6 \pm 29.4
HH5	Ty	6.43 \pm 0.17	1984 \pm 109	3.7 \pm 0.5	40.4 \pm 11.9
HV2	Phr	6.33 \pm 0.16	1811 \pm 138	18.8 \pm 5.8	119.7 \pm 56.8
HV4	Ty	6.39 \pm 0.15	1792 \pm 58	6.2 \pm 2.0	59.9 \pm 39.2
HH6	Ty	6.55 \pm 0.21	1870 \pm 52	2.7 \pm 0.2	41.9 \pm 22.1

Tabla 4. Concentraciones de las especies nitrogenadas.

Punto	Planta	NH_4	NO_2	NO_3
E		5.53 \pm 5.85	0.71 \pm 0.13	60.9 \pm 5.7
HV1	Phr	8.71 \pm 3.79	7.66 \pm 1.50	64.5 \pm 6.5
HV3	Phr	1.80 \pm 1.08	1.57 \pm 0.46	65.4 \pm 4.9
HH5	Ty	0.38 \pm 0.49	0.32 \pm 0.09	62.8 \pm 5.7
HV2	Phr	7.89 \pm 2.38	3.56 \pm 0.41	61.2 \pm 7.7
HV4	Ty	0.30 \pm 0.47	0.20 \pm 0.03	71.3 \pm 2.8
HH6	Ty	0.61 \pm 0.89	0.35 \pm 0.09	66.4 \pm 8.2

Tabla 5. Valores medios de los porcentajes de remoción en cada celda.

Celda	CAF	GAL	NAP	AF	COP
HV1	88.4a	79.5a	48.8a	73.2b	91.1a,b,c
HV3	82.2a,c	50.8a,b	12.3a,b	33.5a	91.5b
HH5	43.7b,c	46.2a,b	70.3a,b	36.5a	76.6a,b
HV2	84.5a	91.7a	50.9a	72.3b	98.0c
HV4	83.8a	49.1a,b	45.6a,b	47.5a,b	71.9a,b,c
HH6	42.4b	12.1,b	68.3b	30.0a	71.2a

Nota: Valores con letras diferentes son significativamente distintos ($p < 0.05$).

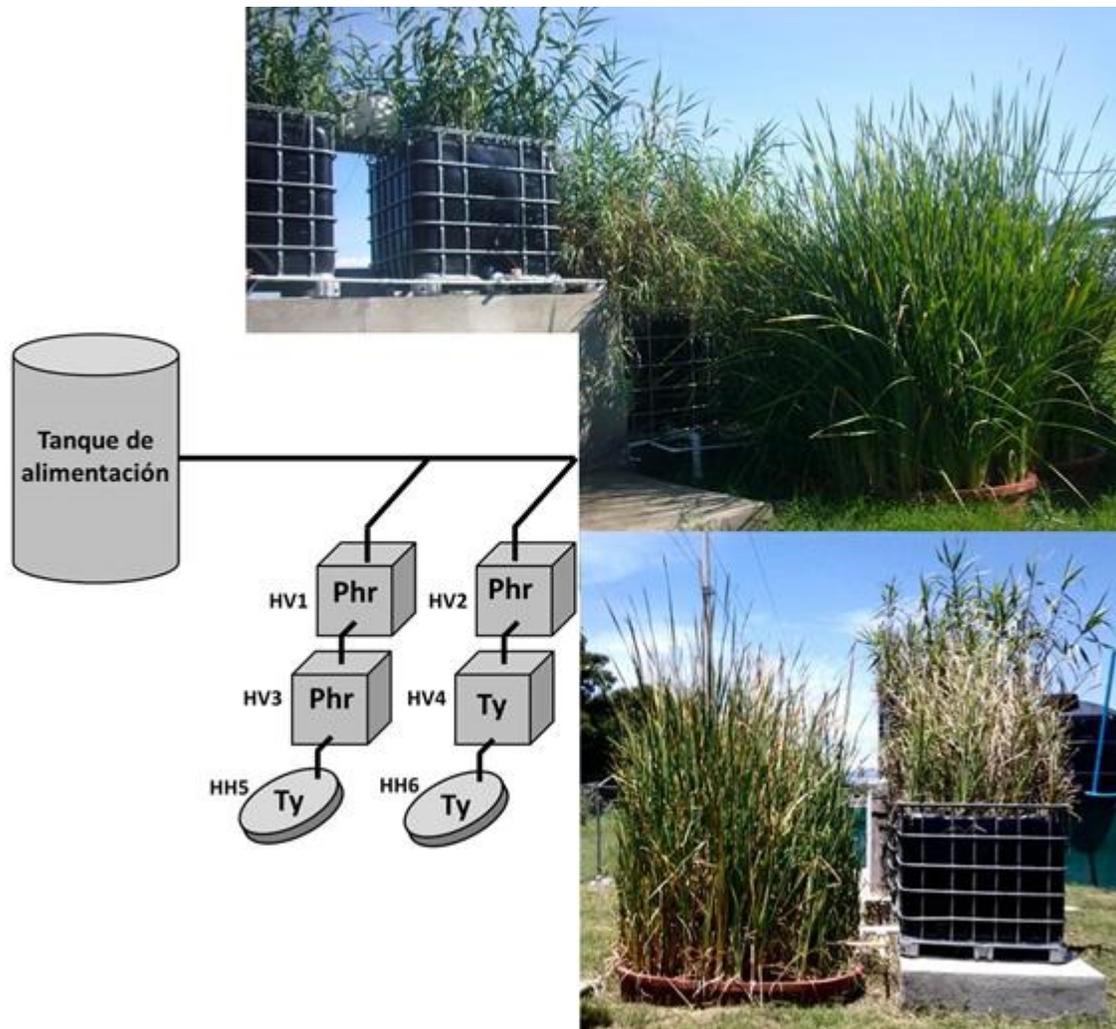


Figura 1. Esquema e imágenes del sistema piloto de humedales híbridos.

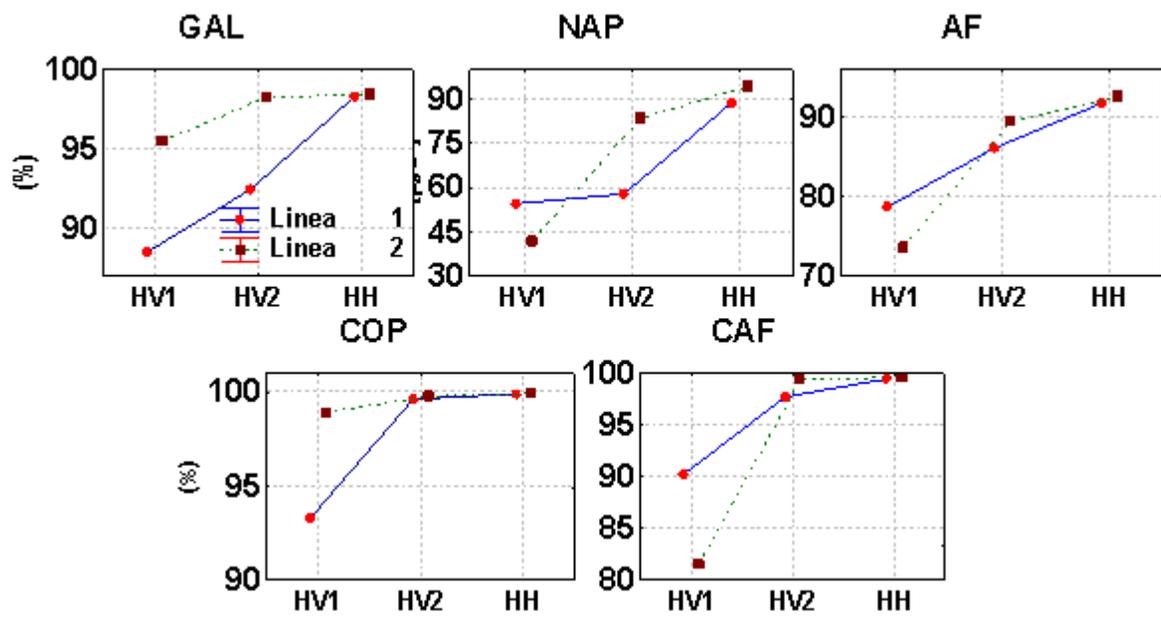


Figura 2. Porcentajes acumulados de remoción en ls dos líneas.

Capítulo XVI. Caracterización fisicoquímica de un agua de pozo tratada con extractos de *moringa oleífera* y de *Azadirachta Indica*, localizado en comunidades Yaquis del Sur de Sonora

Gálvez Chan, R.; Muñoz Antillo A.; Angulo Inzunza R. y Paredes Gálvez, P.
Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Biotecnología y Ciencias alimentarias Campus Nainari; Domicilio:
Antonio Caso y calle Kino S/N; Teléfono: (644)4109000 ext. 1764;
*rosario.galvez@itson.edu.mx

RESUMEN

Debido a la poca disponibilidad de agua subterránea para el uso de riego, algunos agricultores de los municipios de Cajeme, Sonora, México, desde hace tiempo usan para el riego de la zona agrícola aguas de pozos cercanos al área agrícola.

Un agua subterránea no siempre es agua pura, ya que puede contener microorganismos, involucrándose también la disolución de componentes químicos del entorno, además de que al precipitarse y escurrir sobre la superficie del suelo, se le incorporan otros contaminantes que arrastra a su paso, posteriormente se filtra en el suelo mejorando la calidad o bien, incrementándose su contaminación con otros compuestos como bicarbonato de calcio (dureza) al ser filtrada en áreas con piedra caliza o con cloruros en áreas salinas, así mismo los iones nitratos pueden disolverse fácilmente en el agua y causar problemas de salud a los seres vivos[1].

Los nitratos son iones que se encuentran naturalmente en los suelos en pequeñas cantidades. Los fertilizantes y las aguas negras de origen animal también son fuentes de nitratos. Los nitratos se mezclan con el agua subterránea y luego se infiltran en el agua de pozo [2].

En el presente estudio preliminar se realizó una caracterización fisicoquímica inicial a un agua de pozo proveniente de un predio agrícola cercano a la Loma de Bácum, evaluando de nuevo su calidad para uso en riego, u otro uso posible, en base a parámetros Físico-Químicos posterior a un tratamiento utilizando agentes naturales, siendo estos, extractos de *Moringa Oleífera* y de *Azadirachta Indica*, así también microbiológicos.

Los agentes naturales más utilizados en aguas tales como, *Moringa oleífera* y diferentes tipos de cactus, están siendo una alternativa ambientalmente sostenible para poblaciones que no puedan acceder al agua debido a su situación socioeconómica [7].

Los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos a las mezclas de aguas tratadas no rebasan los límites permisibles recomendados para agua potable según la norma NOM-127-SSA1-1994. Los parámetros en estudio fueron: Dureza Total, Cloruros, Nitratos, pH, Sodio, Sulfatos, Sólidos Disueltos Totales, los cuales se realizaron en base a normas oficiales mexicanas, más sin embargo sobrepasan los establecidos para parámetros microbiológicos.

Los resultados obtenidos en el presente estudio serán de utilidad para orientar a los habitantes cercanos al área, el uso del agua de pozo en cuestión.

ABSTRACT

Due to the limited availability of groundwater for irrigation use, some farmers in the municipalities of Cajeme, Sonora, Mexico has long been used for irrigation of agricultural area water wells near the agricultural area.

Groundwater is not always pure water due it may contain microorganisms, also getting involved dissolving chemicals in the environment. In addition, when groundwater is precipitated and drained from the soil surface, it is incorporated other contaminants that drag in its step, it is incorporated

other contaminants that drag in its steps. Subsequently is filtered into the soil, already be to improve the quality of the groundwater or increasing the contamination level with other elements, for example calcium bicarbonate (hardness), due to be filtrated in areas with limestone or chlorides in saline areas, likewise, nitrate ions can be easily dissolved in water and cause health problems living beings[1].

Nitrates are ions found naturally in small amounts at the soil. The fertilizers and animal sewage are also sources of nitrates, which could mix with groundwater and then infiltrate into the well water [2].

In this preliminary study, it is been made an initial physicochemical characterization to a well water from an agricultural land nearby to some area called “La Loma de BÁCum” , re-assessing its quality to use for irrigation , or another possible use, based on physico-chemical parameters, after, using a treatment with natural agents, such as extracts of Moringa and Azadirachta Indica, as well as microbiological agents.

The natural agents most commonly used in water treatment such as Moringa oleifera and different types of cactus; it is an environmentally sustainable alternative for people who cannot have access to drinking water because of their socioeconomic status [7].

The results obtained of physico-chemical parameters of the treated water mixtures do not exceed the recommended allowable limits for drinking water according to NOM -127- SSA1-1994. The parameters studied were: Total hardness, chlorides, nitrates, ph, sodium, sulfates, Total Dissolved Solids, which were made based on official Mexican standards; however exceed those established for microbiological parameters.

The results obtained in this study will be useful to guide people close to the area, with the proper use of water well subjected to this research

INTRODUCCIÓN

Los seres humanos han almacenado y distribuido el agua durante siglos y el agua de río era la utilizada para beberse desde que se tiene registro de la humanidad. Cuando ocurrían asentamientos humanos siempre eran cerca de lagos y ríos. Cuando no existen lagos y ríos las personas aprovechan los recursos de agua subterráneos que se extrae mediante la construcción de pozos. Los primeros antecedentes los encontramos en Jericó (Israel) hace aproximadamente 7.000 años, donde el agua era almacenada en los pozos para su posterior utilización [3]. Antes de que existieran parámetros para medir la calidad del agua de pozo, las personas se basaban en sus características simples y subjetivas, como el aspecto del agua si era turbia o no, o si tenía algún olor, una evaluación como estas podría ser suficiente para evaluar su consumo, pero en la mayoría de los casos requieren métodos de evaluación de la calidad del agua más precisos que se han desarrollado mediante técnicas hidroquímicas. Cada parámetro está asociado a una norma y el agua es químicamente analizada como medida rutinaria para garantizar la calidad requerida para su adecuado consumo [4]. La calidad del agua potable se evalúa en términos de sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas. Los Límites permisibles de estas características se establecen en la NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano modificada, donde se indica el Límite Permissible como Ausencia de estos microorganismos (Tabla 1). La calidad y la cantidad del agua subterránea y superficial, están influenciados por la geografía, el clima y las actividades humanas. El agua subterránea, normalmente, se puede utilizar con poco o ningún tratamiento. En regiones áridas del mundo, donde hay escasez de agua subterránea y superficial puede ser necesario la desalinización de agua de mar y la recuperación de aguas residuales tratadas con calidad adecuada para cualquier propósito [1]. El agua subterránea cumple un rol importante y vital, para el suministro de agua potable de muchas áreas urbanas y rurales.

En el proceso de formación de agua de lluvia, se involucra también la disolución de componentes químicos del entorno, además de que al precipitarse y escurrir sobre la superficie del suelo, se le incorporan otros contaminantes que arrastra a su paso, posteriormente se filtra en el suelo mejorando la calidad o bien, incrementándose su contaminación con otros compuestos como bicarbonato de calcio (dureza) al ser filtrada en áreas con piedra caliza o con cloruros en áreas salinas [1].

La mayor parte del agua subterránea extraída por medio de pozos para uso doméstico, industrial y agrícola deriva directamente de la lluvia y de su infiltración en el ciclo hidrológico. El agua subterránea cambia durante su paso a través de las unidades geológicas; los cambios dependen de factores tales como temperatura, presión y tiempo de reacción disponible entre el agua y los minerales [5].

Los principales problemas de calidad del agua subterránea natural son causados por la dureza y la presencia de hierro, manganeso, sulfuro de hidrógeno, sulfato y cloruro sódico [4]. Además de los problemas antes mencionados, otro peligro común al que se exponen estos habitantes es la contaminación microbiana ya que Según la Organización Mundial de la Salud (2008), los riesgos relacionados con el agua de consumo más comunes y extendidos son las enfermedades infecciosas ocasionadas por agentes patógenos como bacterias, virus y parásitos, como por ejemplo, protozoos y helmintos. La carga para la salud pública en función de la gravedad de las enfermedades relacionadas con los agentes patógenos, de su infectividad y de la población expuesta. Las más destacadas son los coliformes totales y la *Escherichia coli*.

Debido a la escasez de agua que sufre la mayoría de las comunidades indígenas del sur de Sonora, que no cuentan con una red de agua potable, estas utilizan agua de ríos, arroyos y de pozos para subsistir; dichas aguas generalmente ocupan un tratamiento previo para su consumo, se tiene antecedente de la planta de *Moringa oleifera* (familia *Moringaceae*), crece entre 7 y 12 m de altura. Sus hojas y semillas, con un alto contenido de proteínas y bajo contenido en toxinas, se usan como alimento animal y humano en varios países de África. Se estima que cada árbol puede producir anualmente hasta 25,000 semillas, con un peso promedio de 0.3g por semilla. Las semillas también se utilizan en la industria alimentaria, en cosméticos y en medicamentos que funciona en el tratamiento de purificación del agua [6] [7], también se sabe acerca de los extractos obtenidos del árbol del neem (*Azadirachta indica*) son una fuente natural contra una gran variedad de microorganismos patógenos. El neem pertenece a la familia *Meliaceae*, y es ampliamente cultivado en América [8] dichos extractos de Neem se podrían utilizar en el tratamiento de aguas de pozo [9]. Por tal motivo en el presente trabajo se caracteriza el agua de pozo de una comunidad Yaqui Sonorense, con la finalidad de informar a los agricultores del área el o los usos que se le puede dar, ya que dicho pozo se encuentra sin uso debido a que se desconoce la calidad del agua.

Todo ello representa una confirmación a la preocupación y al análisis que se plantea en el presente estudio respecto al impacto que tiene la calidad del agua, en relación con el suelo y los cultivos de una porción del área del valle del Yaqui. Por otra parte, respecto al uso del agua y del suelo, existe una relación muy importante y directa con la producción y seguridad de los alimentos que se producen en esa zona agrícola del valle, que ha ido disminuyendo notablemente a causa de un crecimiento no planeado de las áreas urbanas.

El objetivo principal de este estudio preliminar, es el de evaluar la calidad Físico-Química del agua de pozo de una comunidad indígena Yaqui, así mismo su calidad posterior a los diferentes

tratamientos aplicados en los cuales se tienen variación en los extractos naturales de Moringa Oleífera y de Azadirachta Indica . Los resultados obtenidos son comparados con la NOM 127 modificada, con el fin de emitir un resultado para continuar con los ensayos a otros niveles más que nivel laboratorio y buscar alternativas al uso del agua del pozo en cuestión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del pozo

El pozo del estudio se localiza en las coordenadas: longitud -109.98 latitud 27.6 en un predio agrícola ubicado en el poblado El Conty municipio de Cajeme,

Muestreo

Mediante un muestreo aleatorio se tomó un volumen de muestra de agua de pozo en recipiente de plástico previamente lavado y enjuagado con la muestra de agua, conservando la muestra tal como se menciona en la norma NOM-230-SSA1-2002, siendo trasladada al laboratorio de Unidad Centro del Instituto Tecnológico de Sonora donde se realizarían las determinaciones.

Preparación de Tratamientos de agentes naturales

Se obtuvieron extractos naturales de Moringa Oleífera y de Azadirachta Indica y posteriormente se prepararon tratamientos de estos para ser aplicados al agua de pozo en estudio.

Los tratamientos para aplicar Moringa se realizaron de la siguientes proporciones: M1 = 5% volumen de extracto, M2= 10 % volumen de extracto y M3= 20% volumen de extracto. Referente al extracto de Azadirachta las proporciones fueron: N1 = 5% volumen de extracto, N2= 10 % volumen de extracto y N3= 20% volumen de extracto.

Caracterización Físico-química y microbiológica

Las determinaciones fisicoquímicas realizadas a la muestra de agua fueron, pH, Conductividad Eléctrica, Aniones (Cl^- , SO_4^- , NO_3^- , CO_3^- , HCO_3^-) y Cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+), Alcalinidad Total, Dureza Total. Se analizó la calidad fisicoquímica inicial del agua del pozo en estudio y en cada uno de los tratamientos en los cuales se aplicaron extractos de agentes naturales. Por otra parte, se analizó inicialmente sus características microbiológicas, Cuenta Total Viable de Mesófilos Aerobios, Número Más Probable de Coliformes Totales y Número Más Probable de Coliformes Fecales, todas las determinaciones son basadas en métodos empleados se basan en normas mexicanas y normas oficiales mexicanas. Los análisis son realizados por triplicados, empleando un blanco reactivo en cada ensayo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que arrojó la caracterización Físico-Química inicial y final del agua de pozo en estudio, indica que los parámetros determinados no sobrepasan los límites permisibles establecidos en la norma NOM-127-SSA1-1994, en cambio, se detectó que en lo que se refiere a la calidad microbiológica del agua de pozo tomada inicialmente sobrepasaron el límite permisible establecido para cada indicador de contaminación como se aprecia en la Tabla 2. En la Tabla 1 se tienen los Límites Permisibles para este parámetro según la NOM 127, donde estipula que debe ser ausencia o no detectable.

Las concentraciones del agua de pozo en lo referente a parámetros Físico-Químicos, como pH y Conductividad Eléctrica (CE), se observó que hay una leve disminución en la CE (Tabla 3) en el tratamiento de M2 y N2, este parámetro nos da una idea de las concentraciones de iones en el agua, lo cual nos indica que sí hubo un efecto en la disminución de iones por los extractos de agentes naturales aplicados comparados con los iniciales (Tabla 4).

En las concentraciones de iones iniciales (Tabla 5), se observa una disminución leve de los iones calcio, magnesio y cloruros en lo que respecta al tratamiento N3 y M3 (Tabla 6). Por otro lado, en todos los tratamientos hay una disminución del ion sodio, potasio y sulfatos, más sin embargo los carbonatos se hicieron presentes pero en concentraciones menores a 1 ppm. En cambio para la cuantificación de Dureza Total y Alcalinidad Total, se tiene una disminución marcada en ambos parámetro, lo que se observa en las Tablas 7 y 8 respectivamente. Esto nos indica que todas las mezclas de agentes naturales aplicados influyen en la disminución de los iones involucrados.

En lo que concierne al ion nitrato, podemos apreciar en la tabla 9 que hubo un efecto positivo por la aplicación de los tratamientos de agentes naturales, lo cual se refleja en las concentraciones cuantificadas para cada tratamiento.

En lo referente al análisis microbiológico, no fue posible la realización de este parámetro crítico por causas ajenas al personal involucrado.

CONCLUSIÓN

La calidad Físico-Química del agua de pozo es aceptable según la norma NOM-127-SSA1-1994 modificada, específicamente para estos parámetros, se pretende continuar en una fase 2 que sería otro proyecto que tendrá como fin el determinar la calidad del agua para consumo humano por lo que se realizarán pruebas microbiológicas. Con los tratamientos de las muestras de Neem concentración 20% volumen y Moringa concentración 20 % volumen por tener mejores resultados que las demás muestras en el presente proyecto,

AGRADECIMIENTOS

Se agradece por el apoyo y atenciones brindadas a lo largo del proyecto a los responsables de los laboratorios de Análisis de Suelos y Eco-desarrollo, laboratorio de Investigación en Microbiología, laboratorio LV 500 y LV 700 de las instalaciones del Instituto Tecnológico de Sonora.

REFERENCIA

1. Azpiri, A. A. & González; S. A. (2009); Historia del agua: Grandes proyectos de ingeniería y arquitectura del agua; Editorial Nerea; España. 24, 25.
2. De Saint Sauveur, A., and Hartout, G. (2001). Moringa culture and economy in Niger. In: The miracle tree. The multiple attributes of Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10 (2009): 523 - 529 529 moringa. L.J. Furglie (Ed). Church World Service; Dakar, Senegal. Pp: 29 – 43.
3. Foidl, N., Makkar, H.P.S., and Becker, K. (2001). The potential of Moringa olifera for agricultural and industrial uses. In: The miracle tree. The multiple attributes of moringa. L.J. Furglie (Ed). Church World Service, Dakar, Senegal. Pp: 45 – 76.
4. Henry, J.G. y Gary, W.H. (1999); Ingeniería Ambiental. 2ª. Ed. México. Ed. Pearson Educación. 389-394.
5. Kiely, G. (1999) Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión; Ed. Mc Graw Hill; España. 287, 360.
6. Koul O, Murray B, Isman MB, Ketkar CM. Properties and uses of neem, Azadirachta indica. Can J. Bot. 2008; 68: 1- 11.
7. Kumar ARV, Jayadevi HC, Ashoka HJ, Chandrashekara K. Azadirachtin use efficiency in commercial neem formulations. Curr Sci. (2003); 84: 1459-64

8. Nevárez, R. M. (2009) Optimización del proceso de regeneración de resinas de intercambio iónico para ser utilizadas en el desmineralizador de agua de refinería estatal esmeraldas; Ecuador. 26, 27, 30, 44-68
9. Price, M. (2003); Agua Subterránea; Ed. Limusa; México; 179-188.

TABLA 1. Límites Permisibles de microorganismos en agua de consumo (NOM-127-SSA1-1994)

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
<i>E. coli</i> o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables

Tabla 2. Resultados de Análisis Microbiológico del agua de Pozo

Muestra	Cuenta Total Viable de Mesofilos Aerobios UFC/mL	Número Más Probable de Coliformes Totales NMP/100mL	Número Más Probable de Coliformes Fecales NMP/100mL
Agua pozo 1	2 540	200	40
Agua pozo 2	2 790	200	40

Tabla 3. Valores de pH y CE en cada tratamiento

Tratamiento	pH	CE
		µs/cm
M1	7.72	985
M2	7.79	939
M3	7.65	841
N1	7.57	989
N2	7.86	948
N3	7.61	869

Tabla 4. Resultados de pH y CE inicial en agua de pozo

pH	µs/cm
	CE
7.17	1038.0

Tabla 5. Concentraciones de iones en agua de pozo inicial

[----- mg/L -----]								
Na	K	Ca	Mg	CO3	HCO3	SO4	Cl	
105.10	8.42	280.03	45.96	0.00	396.26	221.44	51.19	

Tabla 6. Concentraciones de Aniones y Cationes del agua de pozo posterior a los tratamientos con agentes naturales.

[----- mg/L -----]								
Tratamiento	Na	K	Ca	Mg	CO3	HCO3	SO4	Cl
M1	98.86	7.82	282.60	40.51	0.28	355.14	218.15	52.74
M2	94.26	7.82	267.19	34.27	0.14	346.48	196.74	46.53
M3	87.36	7.82	241.50	34.27	0.14	311.83	178.63	43.43
N1	101.15	7.82	292.88	40.51	0.14	363.80	214.03	55.84
N2	96.56	7.82	277.47	38.95	0.14	355.14	196.33	49.63
N3	87.36	7.82	246.64	38.95	0.00	311.83	183.16	43.43

Tabla 7. Resultados iniciales de Dureza Total y Alcalinidad Total en agua de pozo

Dureza Total	Alcalinidad total
mg/L	
698.69	324.8

Tabla 8. Resultados de Dureza Total y Alcalinidad Total del agua de pozo posterior a Cada tratamiento

Tratamiento	Dureza Total	Alcalinidad total
	mg/L	mg/L
M1	352.55	291.10
M2	333.32	284.00
M3	301.27	284.50
N1	365.37	298.20
N2	346.14	291.10
N3	307.68	255.00

Tabla 9. Cuantificación de Nitratos en agua de pozo inicial y en tratamientos de agentes naturales.

Muestra	N -NO3
	mg/L
Agua de Pozo	0.94
M - 1	0.86
M - 2	0.93
M - 3	0.72
N - 1	0.96
N - 2	0.79
N - 3	0.62

Capítulo XVII. Remoción de cromo hexavalente por quitosano entrecruzado

Correa Murrieta M. A. *, Sánchez Duarte R. G., Álvarez Sánchez J., Dévora Isiordia G. E. y Velázquez G. M.
[*macorrea@itson.edu.mx](mailto:macorrea@itson.edu.mx)

RESUMEN

La contaminación del agua es un problema actual. Los metales pesados contribuyen en gran medida a este problema. El presente trabajo se realizó con el fin de determinar las condiciones óptimas de adsorción de cromo (VI) acuoso en perlas protonadas de quitosano modificado con glutaraldehído, mediante ensayos en lote. El quitosano utilizado fue obtenido en el laboratorio a partir de cáscaras de camarón a través de tratamientos físicos y químicos. Las condiciones óptimas de adsorción determinadas fueron pH de la solución de Cr (VI), tiempo de equilibrio y masa de adsorbente. Las condiciones bajo las cuales se obtuvo el mayor porcentaje de adsorción fueron a un pH de la solución de 5, un tiempo de equilibrio de 60 min y una masa de 0.5 gramos de adsorbente húmedo. Finalmente, se concluye que las perlas protonadas de quitosano entrecruzado con glutaraldehído pueden ser utilizadas para la remoción de iones de cromo (VI) de soluciones acuosas, y que el quitosano derivado de residuos acuícolas es una opción sustentable para remover metales pesados de aguas contaminadas.

ABSTRACT

Water pollution is a current problem. Heavy metals contribute greatly to this problem. This work was performed in order to determine the optimum conditions for adsorption of chromium (VI) from aqueous solution, on protonated chitosan beads modified with glutaraldehyde, by tests in batch. Chitosan used was obtained in the laboratory from shrimp shells waste through physical and chemical treatments. Adsorption optimal conditions studied were solution pH of Cr (VI), equilibration time and adsorbent mass. The conditions under which the largest percentage adsorption was obtained happened at a solution pH of 5, an equilibrium time of 60 min and a wet mass of 0.5 grams of adsorbent. Finally, it is concluded that the protonated chitosan beads crosslinked with glutaraldehyde may be used to remove chromium (VI) from aqueous solutions, and chitosan derivative aquaculture waste is a sustainable option to remove heavy metals from contaminated water.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es considerada un problema universal. Los metales pesados como el plomo, mercurio, cadmio, arsénico y cromo son dañinos para la salud de los humanos y de diversas formas de vida. El cromo (VI) es un material muy tóxico. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer lo considera carcinógeno del grupo I (1). La contaminación por cromo se produce de fuentes naturales y antropogénicas. El uso de cromo y sus compuestos en el curtido del cuero, en los pigmentos, en galvanoplastia y fotografía, han contribuido a su incremento en las aguas residuales (2).

Existen diferentes tecnologías para la remoción de metales pesados acuosos, siendo la adsorción una alternativa para esta problemática. La adsorción tiene la ventaja de remover cantidades trazas de iones metálicos. El quitosano es un polímero no tóxico, biocompatible y biodegradable con la propiedad de remover metales pesados de agua contaminada.

El Estado de Sonora, México, tiene una gran producción acuícola. Estos productos al procesarse generan gran cantidad de residuos, que son fuentes potenciales de contaminación ambiental. Ante esto, en esta investigación se están utilizando las cáscaras de camarón, desechadas de restaurantes, como materia prima para obtener el quitosano.

La eliminación de cromo (VI) de aguas contaminadas usando quitosano modificado ya ha sido realizada por diversos investigadores: Sankararamkrishnan *et al.* (3) (perlas de quitosano modificado con glutaraldehído y con disulfuro de carbono), Baroni *et al.* (4) (membranas de quitosano modificado con glutaraldehído y con epíclorohidrina) y Kousalya *et al.* (5) (perlas de quitosano protonado modificado con glutaraldehído, con ácido cloroacético y con etilendiamina). Pero, no se ha reportado la eliminación de Cr (VI) con quitosano obtenido en laboratorio, usando perlas húmedas protonadas de quitosano modificado con glutaraldehído.

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue determinar las condiciones óptimas de adsorción de cromo (VI) en perlas protonadas de quitosano modificado con glutaraldehído.

MATERIALES Y MÉTODO

Químicos

Las soluciones de Cr (VI) se prepararon con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y agua bidestilada. Los reactivos usados fueron grado analítico. El quitosano fue obtenido en el laboratorio a partir de residuos de camarón. La cuantificación del cromo se realizó siguiendo el método de la 1,5-difenilcarbazida (6), con modificaciones.

Síntesis de perlas de quitosano modificado

La síntesis de las perlas protonadas de quitosano entrecruzado con glutaraldehído se realizó de acuerdo a Viswanathan *et al.* (7), con modificaciones. Primeramente, se disolvió quitosano al 1.2% en ácido acético al 2%. Esta mezcla se coaguló en una solución de NaOH 0.5 M. Las perlas formadas se enjuagaron hasta pH neutro y se pusieron en contacto con una solución de glutaraldehído 0.025 M, para realizar el entrecruzamiento. Finalmente, las perlas se protonaron con ácido clorhídrico diluido.

Caracterización de las perlas protonadas entrecruzadas con glutaraldehído

Las perlas de quitosano modificado fueron caracterizadas en cuanto a diámetro, humedad y solubilidad en ácido acético al 5% (v/v). Para la medición del diámetro, se midió este parámetro a 50 perlas, utilizando un vernier digital (Cole-Parmer, IL, USA), y con los resultados se obtuvo el diámetro promedio. El contenido de humedad se determinó por gravimetría mediante secado de las perlas a condiciones atmosféricas, siguiendo la metodología de la AOAC (8). Se pesó 1 g de muestra en una caja Petri, preparada previamente a peso constante. La caja con la muestra se colocó en un horno (Felisa, Zapopan, Jal., México) a 60°C por 5 horas; transcurrido este tiempo se dejó enfriar y se pesó. La solubilidad en medio ácido se determinó siguiendo la metodología de Chen *et al.* (9), con modificaciones. En una solución de ácido acético al 5% (10 mL) se sumergieron diez perlas húmedas, se agitaron y se observó durante 24 horas si había disolución de las mismas.

Estudios de adsorción

Los ensayos de adsorción se llevaron a cabo poniendo en contacto las perlas de quitosano con una solución de cromo (VI) de concentración de 2 mg/L, en matraces Erlenmeyer de 125 mL. Se utilizó un agitador de movimiento orbital horizontal para mantener las perlas en suspensión. Los parámetros óptimos determinados fueron el pH de la solución de Cr (VI), el tiempo de equilibrio y la masa de adsorbente. Las condiciones óptimas fueron aquellas donde se obtuvo el mayor porcentaje de adsorción de cromo (VI). El porcentaje de adsorción se calculó utilizando la ecuación:

$$\% \text{Adsorción} = \frac{C_f - C_i}{C_i} \times 100$$

Donde C_f y C_i son la concentración final e inicial de Cr (VI) en la solución, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de las perlas protonadas de quitosano modificado

En la caracterización de las perlas protonadas de quitosano entrecruzado con glutaraldehído, se obtuvo un diámetro promedio de 3.44 ± 0.18 mm, muy parecido al reportado por Osifo *et al.* (10) quien obtuvo perlas de quitosano puro de 3.8 mm de diámetro. Además, las perlas tuvieron una humedad de 96.18 ± 0.08 % y fueron insolubles en ácido acético al 5% (v/v).

Condiciones óptimas de adsorción

El pH de las soluciones es un parámetro muy importante en los procesos de adsorción, ya que se ve afectada la carga superficial del adsorbente y la química de los metales pesados (11). En la Figura 1 se puede observar que hubo un aumento del porcentaje de adsorción a partir de los pHs de 3.5 a 5, siendo 5 el pH óptimo. Este resultado coincide con el valor reportado por Kousalya *et al.* (5). El cromo (VI) en solución acuosa existe en las formas aniónicas como $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, HCrO_4^- , CrO_4^{2-} y HCr_2O_7^- , dependiendo de la concentración de cromo y del pH de la solución. A bajas concentraciones y con valores de pH entre 2 y 4 existe principalmente como HCrO_4^- (12). Debido a lo anterior, la mayor adsorción de Cr (VI) a pH 5 fue debido a la fuerte atracción electrostática entre la especie de cromo cargada negativamente con los grupos aminos protonados del quitosano-glutaraldehído.

El tiempo de contacto es un parámetro importante debido a que se requiere optimizarlo en los procesos prácticos de adsorción (13). Durante el proceso, la superficie del adsorbente es ocupada progresivamente por los iones metálicos hasta que su capacidad de adsorción es constante y no puede eliminar más iones metálicos de la solución (tiempo de equilibrio alcanzado). En la Figura 2 se observa que en los primeros 10 minutos de tratamiento se tuvo un porcentaje de adsorción del 50% y que a partir de los 40 minutos la adsorción fue mayor al 95%, variando muy poco en los tiempos sucesivos. Por lo tanto, el tiempo de 60 minutos fue considerado como el tiempo óptimo de adsorción.

La cantidad de adsorbente utilizada en un proceso de adsorción es importante porque afecta el porcentaje de remoción de los iones metálicos y los costos involucrados en el proceso. En la Figura 3 se puede observar que la adsorción aumenta con la cantidad de adsorbente. Al incrementar la dosis de adsorbente, el porcentaje de adsorción incrementa debido a que se tienen más sitios disponibles de adsorción para remover más iones de cromo (VI) (11, 13). A partir de 0.5 gramos de perlas húmedas, el porcentaje de adsorción aumentó ligeramente, por lo que esta cantidad se consideró la masa óptima.

CONCLUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos se concluye que el quitosano protonado modificado con glutaraldehído puede ser usado para remover iones de cromo (VI) de soluciones acuosas. Las condiciones óptimas de adsorción encontradas fueron un pH de solución de 5, un tiempo de contacto de 60 minutos y una masa de 0.5 g de perlas húmedas. Finalmente, el quitosano derivado de residuos de camarón es una opción sustentable para remover metales pesados de aguas contaminadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Sonora y por el Proyecto PROFAPI (PROFAPI_2016_0053).

REFERENCIAS

1. IARC. (2012). IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans: a review of human carcinogens: arsenic, metals, fibres, and dusts. Vol. 100C. Lyon, France: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, pp. 147–168.
2. Singh R. S. y Mondal M. K. (2012). Kinetics, thermodynamic and equilibrium study of Cr(VI) adsorption from aqueous solutions by NCL coal dust. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 29(12), 1782-1787.
3. Sankararamkrishnan N., Dixit A., Iyengar L. y Sanghi R. (2006). Removal of hexavalent chromium using a novel cross linked xanthated chitosan. *Bioresource Technology*, 97, 2377-2382.
4. Baroni P., Vieira R. S., Meneghetti E., da Silva M. G. C. y Beppu M. M. (2008). Evaluation of batch adsorption of chromium ions on natural and crosslinked chitosan membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 1155-1163.
5. Kousalya G.N., Gandhi M. R. y Meenakshi S. (2010). Sorption of chromium (VI) using modified forms of chitosan beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, 47, 308-315.
6. APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC.
7. Viswanathan N., Sundaramb C. S. y Meenakshi S. (2009). Removal of fluoride from aqueous solution using protonated chitosan beads. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 423-430.
8. AOAC (2005). *Official methods of analysis of AOAC international*. 18a ed. AOAC International, Gaithersburg, EUA.
9. Chen A.-H., Liu S.-C., Chen C.-Y. y Chen C.-Y. (2008). Comparative adsorption of Cu (II), Zn (II), and Pb(II) ions in aqueous solution on the crosslinked chitosan with epichlorohydrin. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 184-191.
10. Osifo P. O., Webster A., Van Der Merwe H., Neomagus H. W. J. P., Van Der Gun M. A. y Grant D. M. (2008). The influence of the degree of cross-linking on the adsorption properties of chitosan beads. *Bioresource Technology*, 99, 7377-7382.
11. Acheampong A., Meulepas R. J. W. y Lens P. N. L. (2010). Removal of heavy metals and cyanide from gold mine wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 85, 590-613.
12. Wan Ngah W. S., Kamari A., Fatinathan S. y Ng P. W. (2006). Adsorption of chromium from aqueous solution using chitosan beads. *Adsorption*, 12, 249-257.
13. Crini G. y Badot P.-M. (2008). Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, 33, 399-447.

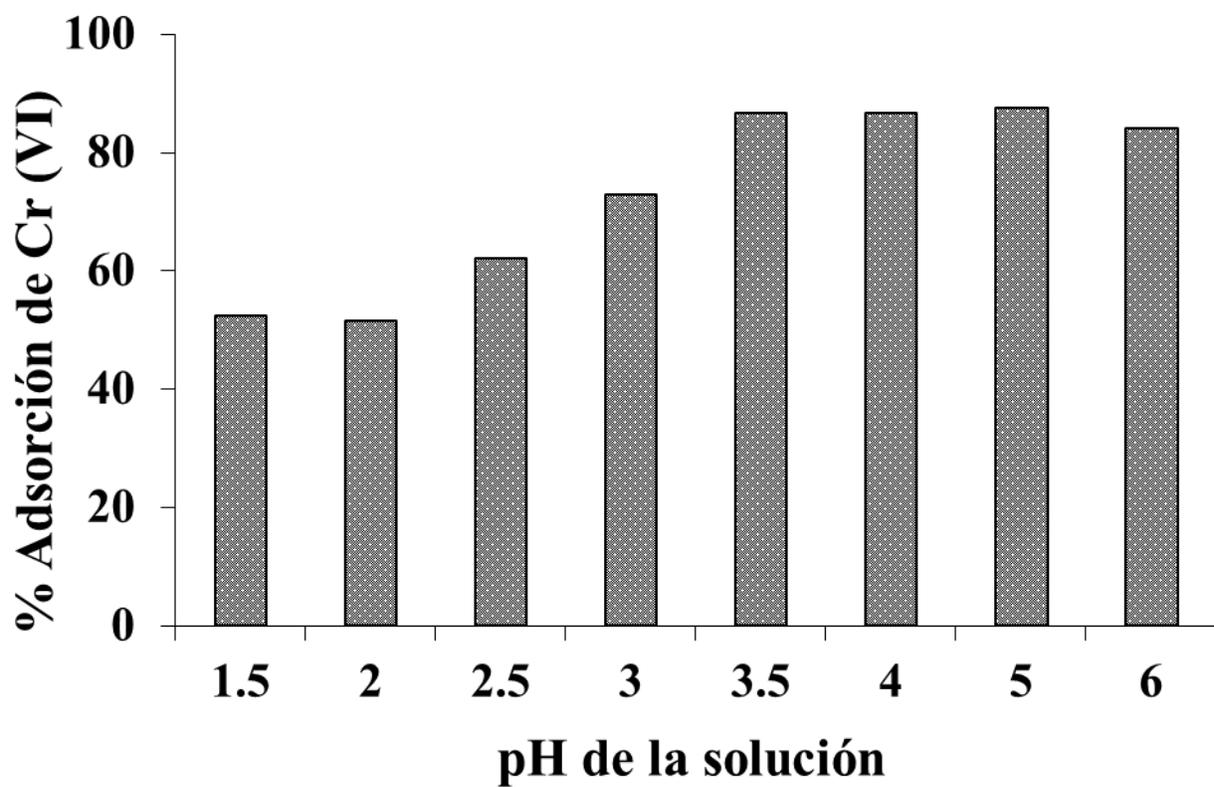


Figura 1. Efecto del pH en la adsorción de cromo (VI) en las perlas protonadas de quitosano-glutaraldehído.

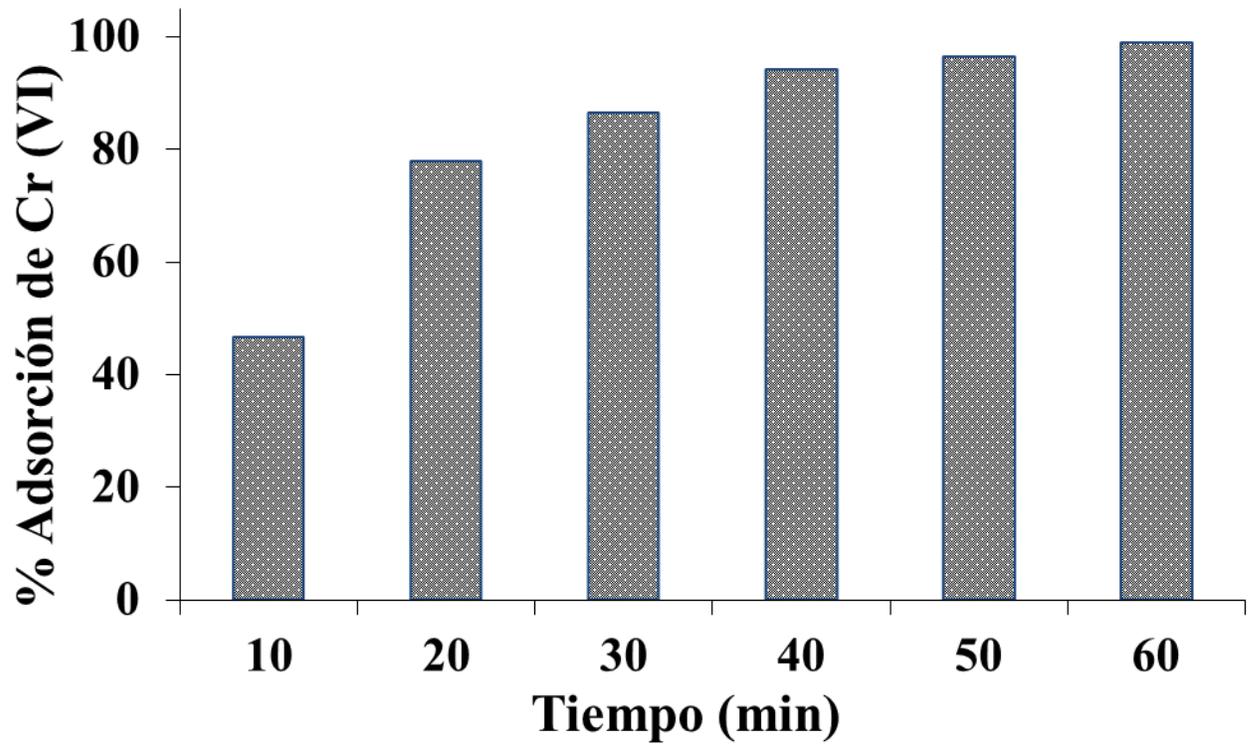


Figura 2. Efecto del tiempo de contacto en la adsorción de cromo (VI) en las perlas protonadas de quitosano-glutaraldehído.

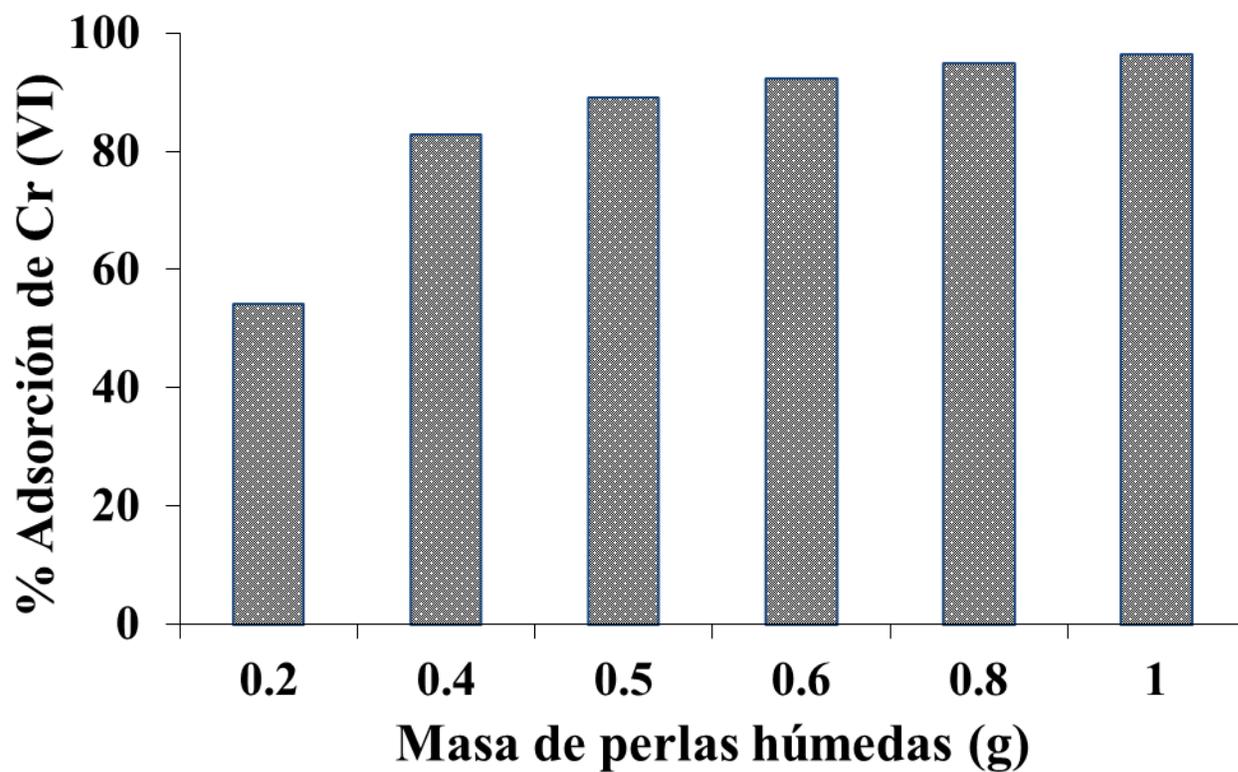


Figura 3. Efecto de la masa de adsorbente en la adsorción de cromo (VI).

Capítulo XVIII. Cinética de adsorción del colorante rojo allura en solución con quitosano- tripolifostato

Sánchez Duarte R. G., Correa Murrieta M. A., Martínez Macías M. R., Devora Isiordia G. E. y Meza Escalante E. R.
Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Av. 5 de febrero 818 sur, Cd.
Obregón, Sonora, 85000 México.

*reyna.sanchez@itson.edu.mx

RESUMEN

En esta investigación se sintetizaron perlas de quitosano-tripolifostato a partir de quitosano no comercial y se llevaron a cabo cinéticas de adsorción del colorante rojo allura. La capacidad de adsorción fue evaluada a través de los modelos pseudo primer orden, pseudo segundo orden y difusión intraparticular. Se encontró que el modelo cinético de pseudo segundo orden describe de manera más apropiada el proceso de adsorción del colorante rojo allura con el quitosano-tripolifostato como adsorbente. En consecuencia se asume que el proceso de adsorción es controlado por quimisorción.

ABSTRACT

In this research, chitosan-tripolyphosphate beads were synthesized from non-commercial chitosan and were carried out adsorption kinetic of red dye Allura. The adsorption capacity was evaluated through of models of pseudo-first order, pseudo-second order and intraparticle diffusion. It was found that the kinetic model of pseudo-second order more appropriately describes the adsorption process of allura red dye with chitosan-tripolyphosphate as adsorbent. Consequently it is assumed that the adsorption process is controlled by chemisorption.

INTRODUCCIÓN

Los colorantes sintéticos son utilizados ampliamente en la industria del papel y en el teñido de fibras textiles. Algunos autores informan que hay más de 100,000 colorantes disponibles en el mercado mundial con una producción de más de 7×10^5 toneladas métricas por año. Sin embargo, las grandes pérdidas y desperdicios de la producción y el uso de estos colorantes resultan perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente. Los efluentes de la industria del teñido constituyen una de las aguas residuales más problemáticas a tratar no sólo por su alta demanda de oxígeno químico y biológico, sólidos en suspensión y el contenido de compuestos tóxicos, sino también por el color, que es el primer contaminante susceptible a ser reconocido por el ojo humano. Los colorantes normalmente tienen un origen sintético y estructuras moleculares aromáticas complejas que los hacen más estables y más difíciles de biodegradar (1, 2). Entre los colorantes sintéticos más comunes están: amarillo anaranjado, tartrazina, carmoisina, amaranto, rojo ponceau, negro brillante y rojo allura. El rojo allura pertenece a los monoazo en los colorantes alimenticios, y es identificado como rojo no. 40. Es ampliamente utilizado para colorear dulces, gelatinas, mostazas, bebidas sin alcohol, drogas y cosméticos (3, 4). Considerando dicha problemática, es importante generar estrategias en las cuales se utilicen tecnologías que sean de bajo costo y amigables con el medio ambiente para minimizar la contaminación de las aguas por colorantes en la industria textil. Muchas son las técnicas para la remoción de colorantes que han sido utilizadas, donde se incluyen tanto procesos físicos como químicos entre los cuales se encuentran: ozonización, procesos oxidativos, procesos fotoquímicas, membrana de filtración, etc., (5). El método más utilizado para la remoción de colorantes es la adsorción, debido a que es efectivo para adsorber colorantes catiónicos y ácidos, y en menor medida, colorantes dispersos, directos, pigmentos y colorantes reactivos. En este sentido, el quitosano puede ser una alternativa en el tratamiento de aguas

residuales con colorantes sintéticos, debido a que es un biopolímero biodegradable, no tóxico de bajo costo que se obtiene por desacetilación de la quitina con un tratamiento con álcalis fuertes. Comparado con los adsorbentes tradicionales el uso de quitosano presenta tres grandes ventajas: su bajo costo, su elevada capacidad como agente quelante y la versatilidad de prepararlo de diferentes maneras como membranas, fibras, esponjas, geles y nanopartículas o formando materiales compuestos de manera de utilizarlo en numerosos procesos (6, 7).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de adsorción del quitosano-tripolifosfato para la remoción del colorante rojo allura en solución. La capacidad de adsorción fue evaluada a través de cinéticas de adsorción en aguas sintéticas.

MATERIALES Y MÉTODO

Las perlas de quitosano-tripolifosfato se prepararon a partir de una solución de quitosano al 2% (m/v) en una solución acuosa de ácido acético al 1.5% (v/v). La solución de quitosano se gotea de una pipeta en una solución de tripolifosfato de sodio al 1% (m/v), formándose las perlas de quitosano entrecruzado con tripolifosfato. Las perlas resultantes se lavan con agua destilada y se almacenan para su uso posterior. Se caracterizaron las perlas en función de su tamaño y humedad. Se midió el diámetro de las perlas con un vernier digital Cole-Parmer (EW-97152-06) y se les determinó el % de humedad con el método establecido por la AOAC (8). Todos los reactivos utilizados fueron grado analítico.

La solución madre de concentración 4 g/l del colorante rojo allura, se preparó midiendo una cantidad exacta del colorante disuelto en agua destilada, posteriormente se prepararon las soluciones a estudiar de 25, 50 y 80 mg/l.

El procedimiento general que se llevó a cabo para obtener los datos cinéticos y con ello determinar la capacidad de adsorción, es el siguiente:

- Se utilizaron condiciones óptimas de operación, obtenidas de estudios preliminares, como lo es pH, tiempo de contacto y cantidad de adsorbente (9)
- Los ensayos de adsorción se llevaron a cabo en método por lotes. En diferentes matraces se colocó un volumen igual de solución de colorante (50 ml) a pH 3; se le añade a cada uno 3.5 g de adsorbente y a temperatura ambiente, se agitan a 280 rpm a diferentes intervalos de tiempo. Finalmente se mide la concentración de la solución sobrenadante, utilizando un método espectrofotométrico, la longitud de onda utilizada fue de 501 nm. Se calcula la cantidad de soluto adsorbido en el adsorbente, también para cada matraz, por un balance de masa:

$$q_e = \frac{(C_i - C_f)V}{m} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde q_e son los mg adsorbidos de colorante/g de quitosano-tripolifosfato, C_i y C_f son concentraciones al inicio y al final de la solución de colorante en mg/l, V es el volumen de la solución de colorante en litros (l), m es la masa de adsorbente utilizada.

A partir de esta información se obtienen las capacidades de adsorción de colorante en solución. Los datos obtenidos de la cinética de adsorción se ajustaron a diferentes modelos:

Modelo cinético de pseudo primer orden: Este modelo se ajusta al sistema cuando la adsorción es precedida por difusión a través de un límite, donde el paso dominante es una reacción superficial.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_L t}{2.303} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde q_e y q_t son la capacidad de adsorción en el equilibrio y en un tiempo t respectivamente en mg/g, t es tiempo (min) y k_L es la constante de velocidad de pseudo primer orden en 1/min.

Modelo cinético de pseudo segundo orden: Se basa en la capacidad de adsorción en equilibrio que asume que la velocidad de adsorción es directamente proporcional al cuadrado de sitios disponibles.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_c^2} + \frac{t}{q_c} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde k_2 es la constante de velocidad de adsorción de pseudo segundo orden (mg min /g).

Modelo cinético de difusión intraparticular: Define la difusión intraparticular sobre el proceso de biosorción.

$$q_t = k_i t^{\frac{1}{2}} + C \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde k_i Es la constante de velocidad de adsorción de difusión intraparticular (mg/min^{1/2}g).

Todos los datos presentados en esta investigación son medias \pm de desviaciones estándar.

La significancia estadística de las diferencias entre las medias fue estimada por el programa de Microsoft Office Excel. La media se obtuvo de determinaciones por duplicado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las perlas de quitosano entrecruzado con tripolifosfato de sodio presentaron 92.4 ± 0.11 % de humedad y su diámetro promedio fue de 2.5 ± 0.08 mm.

La cinética de adsorción del colorante rojo allura con el adsorbente quitosano-tripolifosfato fue analizada con los modelos pseudo primer orden, pseudo segundo orden y difusión intraparticular. La Tabla 1, enumera los resultados de la velocidad de adsorción para diferentes concentraciones iniciales del colorante rojo allura y modelos cinéticos. Comparando los coeficientes de correlación (R^2) de los modelos de adsorción que se observan en la tabla, se concluye que la cinética que mejor representa el comportamiento de adsorción del colorante es el modelo de pseudo segundo orden, el cual presento un valor de $R^2 > 0.9935$. Por otro lado, los valores de la capacidad de adsorción calculada ($q_{e \text{ cal}}$) con el modelo son muy parecidos a los valores de la capacidad de adsorción obtenidos experimentalmente ($q_{e \text{ exp}}$). Lo anterior sugiere que el mecanismo de adsorción parece estar controlada por un proceso de quimisorción. Finalmente para el modelo de pseudo segundo orden se puede observar que la capacidad de adsorción es directamente proporcional a la concentración, esto es a mayor concentración inicial mayor capacidad de adsorción, resultados similares fueron obtenidos por (10), (11).

CONCLUSIÓN

Se llevaron a cabo cinéticas de adsorción con el colorante rojo allura y quitosano-tripolifosfato como adsorbente. Los resultados indican que el mecanismo de la cinética de adsorción de pseudo segundo orden es predominante. Los valores de la capacidad de adsorción calculada ($q_{e \text{ cal}}$) con el modelo son muy parecidos a los valores de la capacidad de adsorción obtenidos experimentalmente ($q_{e \text{ exp}}$), en consecuencia se asume que el proceso de adsorción es controlado por quimisorción.

AGRADECIMIENTO

Este trabajo fue financiado por PROFAPI_00555 y PROFAPI_2016_0070.

REFERENCIAS

1. Aksu, Z. (2005). Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process Biochemistry*, 40, 997-1026.
2. Ensuncho, A. E., Milanés, N. y Robles, J. R. (2014). Remoción del Colorante Rojo Allura en Solución Acuosa utilizando Carbones Activados obtenidos de Desechos Agrícolas. *Información Tecnológica*, 26 (2), 69-78.
3. Abdullah, S. U., Badaruddin, M., Sayeed, S. A., Ali, R. y Riaz, M. N. (2008). Binding ability of Allura Red with food proteins and its impact on protein digestibility. *Food Chemistry*, 110, 605-610.
4. Piccin, J.S., Vieira, M.L.G., Gonçalves, J.O., Dotto, G.L. y Pinto L.A.A. (2009). Adsorption of FD&C Red No. 40 by chitosan: Isotherms analysis. *Journal of Food Engineering*, 95, 16-20.

5. Robinson, T., Chandran, B. y Nigam, P. (2002). Effect of pretreatments of three waste residues, wheat straw, corncobs and barley husks on dye adsorption. *Bioresource Technology*, 85, 119–124.
6. Crini, G. y Badot, P.M. (2008). Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, 33, 399-447.
7. Bhatnagar, A. y Sillanpaa, M., (2009). Applications of chitin and chitosan-derivatives for the detoxification of water and wastewater- A short review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 152, 26-38
8. AOAC (1995). *Official Methods of Analysis*. Association of official Analytical Chemists, Washington, D.C.
9. Galaviz, L. A. E. (2016). Adsorción de colorante rojo allura con quitosano como bioadsorbente. Tesis de licenciatura para obtener el grado de ingeniero químico. Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón, Son. México, 48 pp.
10. Chiou, M.S. y Li, H.Y. (2003). Adsorption behavior of reactive dye in aqueous solution on chemical cross-linked chitosan beads. *Chemosphere*, 50, 1095-1105.
11. Wawrzekiewicz M. and Hubicki Z. (2009). Kinetic studies of dyes sorption from aqueous solutions onto the strongly basic anion-exchanger Lewatit MonoPlus M-600. *Chemical Engineering Journal*, 150, 509-515.

Tabla 1. Parámetros cinéticos de los modelos de pseudo primer orden, pseudo segundo orden y difusión intraparticular para rojo allura a diferentes concentraciones iniciales.

Concentración inicial de colorante (mg/ L)	Pseudo primer orden				Pseudo segundo orden			Difusión intraparticular	
	q_e exp (mg/g)	q_e cal (mg / g)	k_1 (1/min)	R^2	q_e cal (mg/g)	k_2 (mg min/ g)	R^2	k_i (mg / min ^{1/2} g)	R^2
80	13.063	1.930	0.0029	0.7404	13.661	0.0024	0.9935	0.167	0.8557
50	9.993	0.698	0.0001	0.5335	9.881	0.0184	0.9998	0.003	0.4617
25	4.993	0.404	0.0041	0.7767	5.020	0.1440	1	0.0057	0.745

Capítulo XIX. Comparación de la Efectividad Biológica de Insecticidas Biorracionales Contra un Insecticida Orgánico Sintético Comercial Sobre Araña de Texas (*Eutetranychus banksi*) en Cítricos

Castelo Gutiérrez G.,* Martínez Carrillo, J.M., Gutiérrez Coronado, M.A. y Castro Espinoza, L.
Instituto Tecnológico de Sonora
gercastelo24@gmail.com

RESUMEN

La citricultura es una de las actividades económicas de mayor importancia en Sonora; la cual se ve fuertemente afectada por un gran número de organismos plagas, entre ellas se encuentra la araña de Texas *Eutetranychus banksi* que causa defoliación, baja productividad y pérdida de calidad en frutos. El estado de Sonora, es una región rica en variedad de enemigos naturales, no obstante para lograr el control de algunas plagas se realizan aplicaciones de insecticidas de amplio espectro, impactando fuertemente a los organismos benéficos. Los insecticidas biorracionales pueden tener menor impacto en la fauna benéfica, y a su vez ser efectivos para reducir las poblaciones de plagas. En esta evaluación se comparó la efectividad biológica de un jabón agrícola, extractos vegetales contra un producto orgánico sintético comercial Omite (Propargite) y se utilizó un testigo aplicado solamente con agua. Se aplicó con turbina en arboles de la variedad Minneola. Los muestreos se realizaron cada 3 días por 13 días, contando el número de ninfas y adultos vivos presentes en 20 hojas por tratamiento, con estos datos se generó un acumulado de población a través del tiempo de evaluación. Los resultados indicaron que el producto Omite (1 kg/ha) fue el más efectivo para reducir la población de adultos y ninfas de la plaga, seguido por los productos biorracionales Omega (2 L/ha) e Impide (10 L/ha). Estos resultados muestran que los productos biorracionales pueden ser utilizados para el control de esta plaga y causar menos daño a la fauna benéfica presente.

ABSTRACT

In Sonora Citrus production is one of the most important economic activities, which are seriously affected by a complex of pests, such as the Texas spider mite *Eutetranychus banksi*. This mite damage leaves producing defoliation, reduction in productivity and affects quality of fruits. In Sonora there is a great variety of natural enemies, which are affected by the application of insecticides of broad spectrum. Biorational insecticides may have less impact on natural enemies and be effective for reduction of pest populations. In this evaluation it was compared the biological effectivity of an agricultural soap (Impide), a product based on a plant extract (Omega) as compared to a commercially used acaricide Omite (propargite). The pesticides were applied by a turbo sprayer on a commercial field of the variety Minneola, 20 leaf samples on each treatment were taken every 3 days for a period of 13 days. The adult and nymphs present in each leaf were counted under a microscopic stereoscope. The data of each sampling date and by stage and total number of mites were accumulated thru time in order to generate a regression line and by a slope comparison the effectivity of the treatments was obtained. Results showed that the product Omite (1 K/ha) was the most effective for reduction of adults and nymphs of the Texas mite, followed by the biorational products Omega (2 L/ha) and Impide (10 L/ha). This results show that biorational products may be used for this pest and generate less damage to the beneficial fauna present in the area.

INTRODUCCIÓN

La producción de cítricos en Sonora, es una de las actividades más importantes. El estado cuenta con una superficie de 7,296 ha de diferentes variedades de cítricos, logrando una derrama económica de \$257, 042,653 MNX (1). Los cítricos de la región son afectados por un gran número de organismos plagas, tanto fitófagos como vectores de enfermedades. Entre las plagas más

importantes se encuentran: escama roja de California, minador de la hoja, el psílido asiático de los cítricos y araña de Texas (2). La araña de Texas *Eutetranychus banksi* (McGregor), llamado también ácaro de Texas o arañita de Texas (ATX), es una plaga importante de los cítricos, se alimenta principalmente de hojas, causando severas defoliaciones, también se mueve a frutos reduciendo la calidad de los mismos. Las poblaciones de ATX son mayores en la temporada Otoño-Invierno, encontrándose incluso más de 100 individuos en el haz de las hojas (3). *E. banksi* es un acaro de los cítricos relativamente grande ya que es visible a simple vista, la coloración tanto en los adultos machos como hembras parten desde una coloración verde oscuro a tonalidades café. La hembra presenta un cuerpo aplanado con un dorso en forma de H, mientras que el macho en contra parte es más pequeño y de cuerpo alongado (4). Para el control de esta plaga se realizan al menos dos aplicaciones al año con productos de amplio espectro, tales como Azufre, Abamectina, Fenpropatrin, entre otros.

El estado de Sonora, es una región rica en variedad de insectos benéficos de control, no obstante la agricultura extensiva y el aumento de monocultivos ha acarreado un acrecimiento en las poblaciones de insectos plaga. Para lograr el control de las plagas y de este modo proteger los cultivos, se realizan aplicaciones tanto preventivas como correctivas con insecticidas de amplio espectro; dichas aplicaciones impactan fuertemente a organismos benéficos, ya que se ve fuertemente reducida su población. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la efectividad de dos productos biorracionales sobre araña de Texas y compararlos contra un acaricida de uso comercial en cítricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en arboles de naranja variedad Minneola de una edad superior a 5 años, en una huerta comercial de cítricos, ubicada en el Bloque 409, del valle del Yaqui, la cual está cercana al poblado conocido como Campos 60. La ubicación geográfica es 27°45'85.09"N - 110°10'98.48" O, con elevación de 19 m SNM. El experimento se realizó partiendo de un muestreo previo para evaluar la homogeneidad de las poblaciones del acaro, en el periodo comprendido del 11 al 24 de diciembre del 2015.

El experimento consistió de 5 tratamientos incluyéndose un testigo aplicado con agua de la calidad de riego utilizada por la huerta, con un pH de 7.8; El pH se verifico con un potenciómetro portátil HANNA previamente calibrado. Los insecticidas biorracionales utilizados para la evaluación fueron IMPIDE® y OMEGA®, además de un acaricida OMITE® como testigo comercial orgánico sintético. Los tratamientos y sus respectivas dosis se presentan en el Cuadro 1 al igual que los ingredientes activos de cada producto.

Cuadro 1. Especificaciones de los productos utilizados en los tratamientos con las dosis e ingredientes activos respectivamente.

Tratamientos	Dosis (l/ha),(k/ha)	Producto	Ingrediente Activo
A	---	Agua (Testigo)	---
B	10	Impide	Sales potásicas de ác. Grasos
C	4	Impide	Sales potásicas de ác. Grasos
D	2	Omega	Extracto de chicalote (<i>Argemone mexicana</i>)

*El tratamiento con asterisco la dosificación se marca por kilogramos por hectárea

El método de aplicación utilizado fue mediante un equipo de turbina TORNADO® Stainless 304, montada en un tractor John Deere 5076 EL. Se calibró la turbina para una aspersión de una hectárea a una velocidad en cambio segunda B.

Antes de realizarse la primera aplicación se realizó un muestreo previo para determinar la población de ATX presente en el área de muestreo. Posteriormente al muestreo se procedió a la aplicación de los diversos tratamientos, iniciado por el tratamiento A (testigo), seguido por los insecticidas biorracionales (tratamiento B, C, D) para terminar con el testigo (tratamiento E); esto para evitar la posible contaminación por residualidad de los compuestos del tratamiento del insecticida orgánico sintético.

Los muestreos se realizaron cada tres días a partir de la aplicación. Las muestras se tomaron a lo largo de las calles presentes entre hileras de árboles asperjadas por ambos lados, tomando 20 hojas aleatoriamente de ambas hileras presentes en la calle; dichas muestras se dispusieron en bolsas de papel de estraza de No. 5 para ser transportadas en una hielera a una temperatura menor a 10° Celsius. Para proceder a las observaciones se implementó un estereoscopio de la marca Leica modelo S6D, anotándose el número de ninfas y adultos vivos en cada hoja. Se contabilizaron dultos y ninfas en cada una de las 20 hojas muestreadas y con base a estos datos recabados se generó un acumulado del promedio de adultos, ninfas y total de ácaros por hoja; dando como resultado una línea de regresión, que indica la tendencia de la poblacional total, adultos y ninfas, a través de los seis muestreos realizados. Ya obtenida la recta de cada tratamiento se somete al método de análisis y comparación de pendientes, para valorar si presentan diferencia estadísticamente significativa (5).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cuadro 2. Se presentan los valores de t de Student para la comparación de pendientes de cada uno de los tratamientos evaluados. Los resultados mostraron en referencia al valor de t para el caso del total, no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos B y D con una P de 0.01 y 0.05, no obstante si existe diferencia significativa entre el resto de los tratamientos con respecto a la evaluación en adultos. Al comparar le media de población acumulada para el caso de ninfas, se logró observar resultados similares, siendo solo los tratamientos B y D los que no mostraron diferencia al compararse sus valores de t , estos a una P de 0.05 y 0.01.

Los resultados obtenidos con respecto a la evaluación de la efectividad biológica en adultos. Se pudo observar un comportamiento similar de las líneas de regresión de las medias de población acumulada de ninfas. Sin embargo el tratamiento C no presentó diferencia significativa con el testigo aplicado con agua a una $P=0.01$ pero si a una $P=0.05$, esto indicó que el tratamiento C no generó un control efectivo sobre adultos de araña de Texas. No obstante, al comparar el resto de los tratamientos entre sí; solo los tratamientos B y D no mostraron diferencia significativa tanto a una P de 0.01 como de 0.05, esto muestra que al comparar las líneas de regresión tanto de adultos como ninfas, los tratamientos B y D tienen estadísticamente una efectividad similar. Los resultados obtenidos al evaluar la efectividad biológica de jabón agrícola (Sales potásicas de ác. Grasos), son comparables con los obtenidos por (6), en el cual se obtuvo una eficacia de un 86% sobre *E. urticae*, aplicándose el jabón agrícola PEAK.

Cuadro 1. Valores de t de Student para la comparación de pendientes de cada uno de los tratamientos evaluados.

TRATAMIENTOS	Total				Ninfas				Adulto			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
B	5.33	-----	-----	-----	6.02	-----	-----	-----	3.87	-----	-----	-----
C	2.95	3.21	-----	-----	3.72	4.04	-----	-----	*1.98	2.54	-----	-----
D	5.83	1.21 ^{NS}	3.99	-----	6.79	1.71 ^{NS}	5.48	-----	4.12	0.71 ^{NS}	2.92	-----
E	7.46	5.61	6.75	3.79	8.62	6.56	9.75	4.26	5.25	4.54	4.79	3.33

Al comparar los tratamientos (filas contra columnas) los datos con NS no muestra diferencia significativa a una $P= 0.01$. Y con * no presentan diferencia significativa a una $P=0.05$.

CONCLUSIÓN

El producto más efectivo para reducir las poblaciones de ATX fue Omite (1 k/ha), seguido por Omega (2 l/ha) e Impide a la dosis de 10 l/ha. Estos resultados muestran que los productos biorracionales pueden ser utilizados para el control de esta plaga con una eficiencia similar a productos orgánicos sintéticos de amplio espectro.

REFERENCIAS

1. SIAP. (2013). Servicio de Información Agroalimentaria y Pesca. Cierre de la producción agrícola por cultivo. http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/icultivo/index.jsp (Fecha de consulta: 15 de febrero de 2015).
2. Fu Castillo (2001). Principales plagas de los cítricos en el estado de Sonora, Sonora, México. Publicación especial. INIFAP
3. Fu Castillo. A.A. (2006). Principales plagas de los cítricos en el estado de Sonora, Sonora, México. Publicación especial. INIFAP
4. Kerns D. y Wrigth G. (2004). Texas Citrus Mite (*Eutetranychus banksi*). Universidad de Arizona, Departamento de agricultura. Arizona 85721 (Parte de publicación "Citrus Arthropod Pest Management in Arizona")
5. Steel, R. G. D., and J. H. Torrie (1960). Principles and Procedures of Statistics. (With special Reference to the Biological Sciences.) McGraw-Hill Book Company, New York, Toronto, London, 481 S., 15 Abb.; 81 s 6 d
6. Silva-Flores, Rodríguez-Maciel, Díaz-Gomez y Bautizta-Martínez (2005). Efectividad Biológica de un Derivado de Ácidos Grasos Para el Control de *Tetranychus rosae* L. y *Tetranychus orticae* Torch. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Agociencias. 39: 319-325.

“Ciencias Ambientales: Tendencias y Aplicaciones Tecnológicas en México”, se terminó de editar en el Instituto Tecnológico de Sonora en abril de 2017, y puesto en línea en la página: www.itson.mx/publicaciones



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
Educar para Trascender