

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA

FACULTAD DE ZOOTECNIA Y ECOLOGÍA

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO



**HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE
ARSÉNICO DEL RECHAZO DE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN
DE AGUA POR ÓSMOSIS INVERSA**

POR:

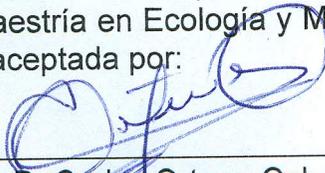
I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

TESIS PRESENTADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE

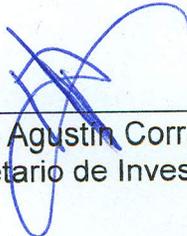
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE



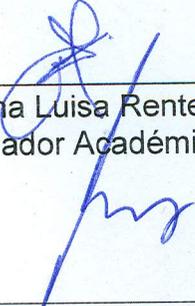
Humedales de tratamiento para remoción de arsénico del rechazo de un sistema de purificación de agua por ósmosis inversa. Tesis presentada por Cecilia Guadalupe Sáenz Uribe como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ecología y Medio Ambiente, ha sido aprobado y aceptada por:



Ph.D. Carlos Ortega Ochoa
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología



D.Ph. Agustín Corral Luna
Secretario de Investigación y Posgrado



Ph.D Ana Luisa Rentería Monterrubio
Coordinador Académico

Dr. Mario Alberto Olmos Márquez
Presidente

25 de enero 2019
Fecha

Comité:
M.C. Jesús Manuel Ochoa Rivero
Dr. Eduardo Santellano Estrada
Dr. José Humberto Vega Mares

© Derechos Reservados
AUTOR. CECILIA
GUADALUPE SÁENZ URIBE
DIRECCIÓN: PERIFÉRICO
FRANCISCO R. ALMADA
KM. 1, CHIHUAHUA, CHIH.,
MÉXICO C.P. 31453
ENERO 2019

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce la labor del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el financiamiento del proyecto PDCPN-2014-248102 “Remoción de Arsénico del Agua de Rechazo de Sistemas de Osmosis Inversa a través de un Sistema Piloto de Humedales de Tratamiento”, del cual se desprende el presente trabajo; así como por la oportunidad de la beca de manutención otorgada para la realización de estudios de maestría y las facilidades para realizar una estancia de investigación durante la misma.

Destacó el interés del Profr. Gilberto Hermosillo Pando por inculcar la temática del manejo del agua y la agricultura responsable a sus alumnos de la Telesecundaria Estatal #6021.

Extiendo mi gratitud a todos los que han participado directa o indirectamente en el proyecto, especialmente a Sra. Karla Alejandra Gutiérrez de Olmos, por su invaluable colaboración.

A los catedráticos de esta apreciable institución que conocí durante el período que duró la maestría, por los nuevos conocimientos y experiencias que han compartido.

A mis padres y hermana por su apoyo para atender los compromisos que adquirí.

DEDICATORIA

A Paola Jazmín, mi hija, por compartir la travesía del destino.

A mi familia, por su tolerancia y cariño.

A la vida por colocarme otro reto del cual aprender.

CURRICULUM VITAE

La autora del presente trabajo nació el 23 de septiembre de 1988 en la ciudad de Chihuahua, Chihuahua, México.

- 2006- 2010 Cursó la licenciatura Ingeniero en Ecología en la Facultad de Zootecnia y Ecología (UACH).
- 2011 Participó en Monitoreo Rápido del Hábitat de Berrendo en Pastizales Centrales del estado de Chihuahua para Anima Efferus, A.C.
- 2014 Laboró como consultor auxiliar en estudios ambientales y de seguridad e higiene para IIHM, S.C. en Monterrey, N.L.
- 2015-2016 Supervisó cumplimiento de indicadores ambientales relacionados con obras de movimientos de tierra, construcción y electrificación para las empresas ADV de México, S.A. de C.V. y Diseño y Construcciones Vista Real, S.A. de C.V. durante la construcción de Planta 3 de Ford Motors en la ciudad de Chihuahua.
- 2016 Inició estudios de Maestría en Ecología y Medio Ambiente en Facultad de Zootecnia y Ecología (UACH).
- 2017-2018 Colaboró en el Proyecto PDCPN-2014-248102 “Remoción de Arsénico del Agua de Rechazo de Sistemas de Osmosis Inversa a través de un Sistema Piloto de Humedales de Tratamiento”.

RESUMEN GENERAL

HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DEL RECHAZO DE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN DE AGUA POR ÓSMOSIS INVERSA

POR:

I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Maestría en Ecología y Medio Ambiente

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Mario Alberto Olmos Márquez

Actualmente, la importancia de aplicar y acondicionar soluciones tecnológicas sustentables para problemas ambientales, tales como el tratamiento de contaminantes en aguas, todavía que existen numerosos compuestos contaminantes y diversas fuentes de generación. En el caso de efluentes de rechazo generados por sistemas de osmosis inversa, se ha puesto especial interés en buscar la remoción de As, dado las concentraciones de este elemento tóxico, el volumen de descargas generadas y el manejo de las mismas en localidades rurales. Si bien, los humedales de tratamiento han sido ampliamente probados, no existen antecedentes de la implementación de un sistema piloto para el tratamiento específico de As en México. El presente trabajo comprendió un sistema de humedales de tratamiento de flujo subsuperficial para evaluar la eficiencia de diferentes sustratos en la remoción de As del rechazo de ósmosis de una planta purificadora que permitiera la

reutilización del agua recuperada. Se llevaron a cabo tres condiciones experimentales detallados en estudios de caso separados, en los cuales se plantaron especies ciperáceas emergentes de distribución regional y para los sustratos se utilizaron materiales localmente disponibles; además se llevó a cabo el monitoreo de los parámetros conductividad eléctrica, pH y temperatura. El sistema piloto de humedales propuesto mostró una disminución neta de concentración de As significativa estadísticamente en los tres estudios de caso. Aunque se presentó variación en los porcentajes de remoción la evidencia estadística indicó no fueron significativas las diferencias entre sustratos. El agua recuperada presentó en promedio concentraciones de As inferiores al límite máximo permisible establecido en la normatividad de agua residual tratada para riego. Se concluyó que el sistema piloto de humedales de tratamiento representan una solución para combatir la disposición de As en sistemas de drenaje/cuerpos de agua y se considera existe el potencial de incrementar la eficiencia de los mismos.

ABSTRACT

TREATMENT WETLANDS FOR ARSENIC REMOVAL FROM REVERSE OSMOSIS REJECT WATER OF A PURIFICATION SYSTEM

BY:

I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Nowadays, it is very critical applying and adapting sustainable technological solutions to environmental concerns such treatment of contaminants from water, given that there are several pollutant compounds and sources. Concerning reject water from reverse osmosis systems, special interest in arsenic removal has been focused, because the concentration of this toxic element, the volume of discharges generated and its disposal at rural communities. Even though treatment wetlands have been widely tested, there is not any pilot system was conducted for As treatment on brine in Mexico yet. This project consisted in a system of subsurface flow treatment wetlands to evaluate the efficiency of different substrates for As removal from reverse osmosis reject water of a purification system, what would allow to reuse of reclaimed water. Three detailed experimental conditions were carried out trough separate case studies, in which emerging cyperaceae species of regional distribution were planted and for the substrates were used locally available materials; In addition, the electrical conductivity, pH and temperature parameters were monitored. The treatment wetland pilot system showed net decrease of As concentration with statistically significant in the three case studies. There was variation in the percentages of removal, however the statistical evidence indicated that the differences between substrates were not significant. The reclaimed water has

average concentrations of As below the maximum permissible limit established in the regulations of treated wastewater for irrigation. It was concluded that the pilot system of treatment wetlands means a solution to combat the disposal of As in drainage systems/water bodies and possible increasing of its efficiency is considered.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN GENERAL	vi
ABSTRACT	viii
ÍNDICE DE CUADROS	xii
ÍNDICE DE GRÁFICAS.....	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiv
ÍNDICE DE FIGURAS DEL APÉNDICE	xv
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
Problemática de la Disponibilidad de Agua	3
Naturaleza y Distribución del Arsénico	4
Contexto de la Relación Agua-Arsénico	8
Toxicología Ambiental del Arsénico.....	10
Sistemas de Tratamiento para Remoción de Arsénico.....	11
Manejo del Agua de Rechazo de Ósmosis Inversa	15
Descripción de los Humedales de Tratamiento	19
Consideraciones Acerca de la Fitorremediación	25
LITERATURA CITADA.....	27
ESTUDIO I. REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE RECHAZO DE ÓSMOSIS INVERSA MEDIANTE HUMEDAL DE TRATAMIENTO CON <i>Eleocharis macrostachya</i>	34
RESUMEN.....	35
ABSTRACT	37
INTRODUCCIÓN	38
MATERIALES Y MÉTODOS	39
Descripción del Área de Estudio.....	39
Recolección y Aclimatación de Plantas	39
Diseño Experimental	44
Monitoreo y Métodos Analíticos	44
Análisis Estadístico.....	45
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	52
LITERATURA CITADA.....	53

ESTUDIO II. REMOCIÓN DE ARSÉNICO POR ARENA Y ZEOLITA EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO CON DOS PLANTAS EMERGENTES	56
RESUMEN.....	57
ABSTRACT	59
INTRODUCCIÓN	60
MATERIALES Y MÉTODOS	61
Características Botánicas y Ecológicas de Especies	61
Recolección y Plantación de las Especies	62
Descripción de los Materiales.....	63
Diseño Experimental	64
Parámetros de Monitoreo y Métodos Analíticos	66
Análisis Estadístico.....	66
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	67
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	72
LITERATURA CITADA.....	73
ESTUDIO III.- COMPARACIÓN DE SUSTRATOS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTE RESIDUAL	76
RESUMEN.....	77
ABSTRACT	79
INTRODUCCIÓN	80
MATERIALES Y MÉTODOS	82
Diseño Experimental	82
Monitoreo y Métodos Analíticos	82
Análisis Estadístico.....	83
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	84
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	91
LITERATURA CITADA.....	92
APÉNDICE	94

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Respuesta vegetal en experimentos hidropónicos para el estudio de la relación fósforo-arsénico.....	12
2	Comparación de eficiencia de tratamientos convencionales para remoción de As.....	14
3	Destino de los rechazos de procesos de membrana para potabilización de agua a nivel mundial.....	17
4	Funciones realizadas por las plantas según el tipo de humedal de tratamiento.....	23
5	Promedio de los parámetros fisicoquímicos medidos de los puntos de muestreo y efluente de los humedales.....	50
6	Valores promedio de parámetros fisicoquímicos en humedales de tratamiento y comparación con el rechazo de ósmosis inversa.....	70

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Diagrama de caja para porcentaje de remoción de As del rechazo de ósmosis inversa por humedal de tratamiento con sustrato de arena.....	47
2	Concentración de arsénico en rechazo de ósmosis inversa y salida de los humedales de tratamiento en comparación a la norma de calidad de agua.....	48
3	Diagrama de caja del porcentaje de remoción de As por humedal de tratamiento.....	68
4	Concentración de As inicial y final en humedales de tratamiento con sustratos diferentes en comparación a normas de calidad de agua.....	69
5	Comparación de las concentraciones de As en mezcla de rechazo y efluente tratado en los humedales con sustratos diferentes en comparación a la norma de calidad de agua.....	85
6	Diagrama de caja del porcentaje de remoción de As por humedal en mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua de tratamiento secundario.....	86
7	Diagrama de caja del porcentaje de remoción de DQO por humedal en mezcla de rechazo.....	88
8	Diagrama de caja de sólidos suspendidos y disueltos totales promedio por cada sustrato de humedales de tratamiento.....	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Presencia de As en acuíferos a escala mundial.....	5
2	Especies de As en función de potencial redox y pH.....	7
3	Localidades del estado de Chihuahua con plantas de ósmosis inversa para tratamiento de As.....	9
4	Clasificación de los sistemas de humedales de tratamiento.....	20
5	Esquema de la sección transversal de un humedal de tratamiento plantado con flujo horizontal y vertical.....	21
6	Modelo conceptual de las rutas de transformación del As en humedales de tratamiento.....	24
7	Esquema con las dimensiones de diseño para cada celda del sistema de humedales de tratamiento	42
8	Ubicación de los puntos de muestreo en cada celda de los humedales de tratamiento.....	65

ÍNDICE DE FIGURAS DEL APÉNDICE

Figura		Página
1	Instalaciones del humedal de tratamiento para remoción de As del rechazo de un sistema de purificación por osmosis inversa en Julimes, Chih.....	95
2	Planta purificadora de ósmosis inversa generadora del rechazo alimentador del sistema de humedales de tratamiento.....	96
3	Monitoreo semanal de muestras de agua de afluente y efluente de los humedales de tratamiento.....	97
4	Ejemplar de <i>Eleocharis macrostachya</i> en maceta durante aclimatación previo a plantación en humedal de tratamiento.....	98
5	Ejemplar de <i>Schenoplectus americanus</i> en humedal de tratamiento para remoción de As de rechazo de osmosis inversa.....	99
6	Arreglo de la plantación con dos especies en humedales de tratamiento.....	100
7	Huerta demostrativa donde se utilizó el efluente tratado para riego.....	101

INTRODUCCIÓN GENERAL

El arsénico (As) es uno de los elementos químicos más abundantes en la corteza terrestre; el cual, debido a la toxicidad de sus compuestos, está considerado entre las 10 sustancias prioritarias a vigilar para garantizar la salud pública (WHO, 2015). Entonces la remoción de As se ha convertido en un reto tanto en la potabilización de agua como en el tratamiento de efluentes, dado la acumulación y transformación As en el medio ambiente.

La principal vía de exposición al As es la contaminación de origen natural de las fuentes de agua, lo que se ha traducido en un problema a nivel mundial porque se presenta en amplias regiones de todos los continentes. En México la población expuesta al As por ingesta de agua con concentraciones de As superiores al límite máximo permisible se encuentra principalmente en los estados del norte y centro. Como ejemplo, el acuífero Delicias-Meoqui, en el centro-sur del estado de Chihuahua, es la principal fuente de suministro para consumo humano y actividades agropecuarias y presenta 0.192 mg L^{-1} de As en promedio (González-Horta *et al.*, 2015).

Es importante mencionar que en dicha entidad se encuentra la mayor red de plantas purificadoras de ósmosis inversa para abastecimiento de la población. Esta tecnología convencional con presencia en localidades urbanas y rurales, ha resultado eficiente en la remoción de diversos compuestos indeseables del agua potable, entre ellos, el As. No obstante, el análisis de impacto ambiental ha detectado que genera otros problemas: el volumen y la caracterización de los efluentes de rechazo, así como su posterior manejo y/o destino en el medio ambiente (Olmos y Herrera, 2014).

Es reciente la búsqueda de alternativas para atender la problemática de la gestión del rechazo de ósmosis inversa para potabilización de agua salobre. En lugares con un contexto geográfico e hidrológico similar, la fitorremediación por humedales de tratamiento se ha implementado a nivel experimental y piloto, así como también se ha probado la sustentabilidad técnico-económica y ambiental (ASU, 2012).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la remoción de As del rechazo de osmosis inversa por medio de un sistema piloto de humedales de tratamiento instalado en el municipio de Julimes, Chihuahua.

REVISIÓN DE LITERATURA

Problemática de la Disponibilidad de Agua

El agua dulce en el mundo es el 2.5% del total y menos del 0.8% es accesible (PNUMA, 2007). Además, la presión humana sobre los recursos hídricos se incrementará en medida del crecimiento poblacional, ya que también aumentará la demanda para la producción alimentaria, industrial y energética (UN-WWAP, 2016). En este contexto, el Programa Conjunto de Monitoreo de la OMS/UNICEF (WHO, 2015), indica que 25% de la población carece de agua confiable; a la vez que el 65% del agua extraída anualmente en el mundo se destina a la agricultura. Es así que un reto para enfrentar la presión sobre el escaso recurso hídrico y garantizar el suministro doméstico será aumentar el uso eficiente en las prácticas agropecuarias, entre ellas, la reutilización y tratamiento de aguas residuales.

En México, la extracción de agua desde el subsuelo se ha incrementado 17.5% respecto hace una década y representa el 38.9% del volumen suministrado; el volumen que destina 70% a riego y 21% para consumo humano. En cambio, 65 % de los efluentes en el país son tratados (CONAGUA, 2016). Es entonces que se prevé que ante la expansión de los centros urbanos en México durante los próximos 20 años se generará competencia con las actividades agrícolas por el agua. Lo cual se traduce en el área de oportunidad para recuperar volúmenes de agua para otros usos distintos a la distribución y a la vez evitar continúe la degradación ambiental.

En Chihuahua la situación no es diferente, e incluso es más crítica dado que las principales fuentes de suministro de agua son subterráneas, se

encuentran sobreexplotadas y presentan detrimento en la calidad en el origen por contaminación antropogénica (Gutiérrez *et al.*, 2016).

Naturaleza y Distribución del Arsénico

El arsénico es el elemento químico con número atómico 33, se identifica por el símbolo As y tiene peso atómico de 74.92 g mol⁻¹. Existe mayoritariamente como isótopo estable ⁷⁵As y pertenece al grupo VA (familia del nitrógeno), es clasificado como un elemento semimetálico o metaloide. Presenta cuatro estados de oxidación: -3, 0, +3 y +5 (Shriver y Atkins, 2008). Se estima que ocupa el lugar 20º de los elementos más abundantes en la corteza terrestre (Mandal y Suzuki, 2002).

A pesar de su abundancia en la corteza terrestre, su distribución es variable y no uniforme (Reimann *et al.*, 2009). Después de la meteorización de la roca madre, las otras fuentes naturales que intervienen en el ciclo del arsénico son las erupciones volcánicas (Matschullat, 2000), partículas levantadas por el viento y aerosoles marinos, entre otros (Tamaki y Frankenberger, 1992).

Derivado de lo anterior, existen elevadas concentraciones de As en suelos y aguas contiguas a zonas de origen volcánico o de actividad geotérmica (Carbonell *et al.*, 1995; Nordstrom, 2002). En las regiones de clima árido se incrementa debido a procesos de saturación evaporativa (Nicolli *et al.*, 2010). La Figura 1 presenta las regiones con probabilidad de incidencia natural de As en agua susceptible de utilización.



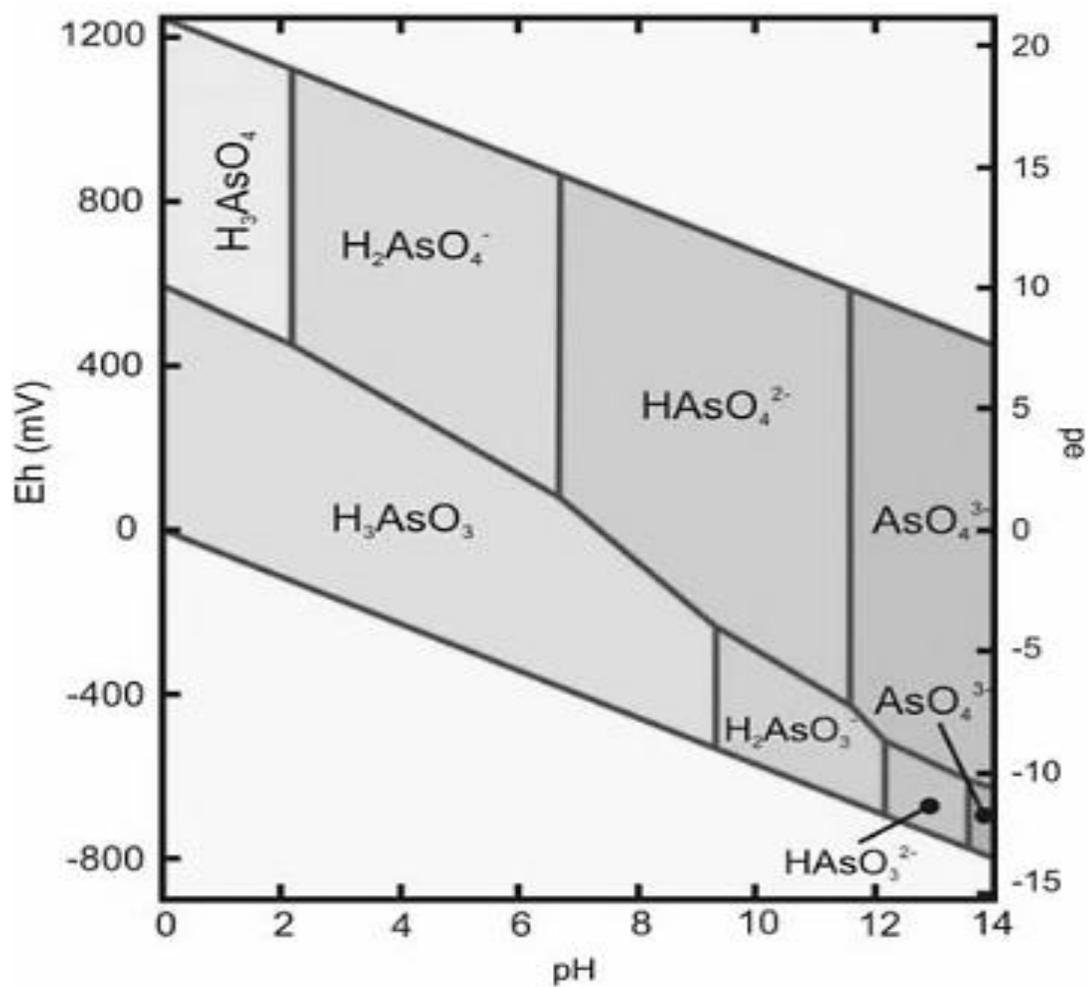
Fuente: Smedley y Kinninburg (2002).
 Figura 1.-Presencia de As en acuíferos a escala mundial.

En menor medida, las actividades humanas modifican la distribución del As. Los principales procesos que lo movilizan son la minería, la fundición de metales no ferrosos, la producción de acero y recubrimiento de metales, el uso en plaguicidas y la combustión de carbón (Jong y Parry, 2005).

Existen aproximadamente 245 compuestos orgánicos e inorgánicos del As (Nath, 2000; Mandal y Suzuki, 2002). Los compuestos inorgánicos suelen presentarse en forma de oxoaniones en disolución, y en fase sólida como óxidos, sulfuros y arseniuros (O'Day, 2006). Mientras los compuestos orgánicos pueden ser formas metiladas, como el ácido monometilarsónico (MMA) y ácido dimetilarsínico (DMA), fitoquelatinas, arsenoazúcares y arsenolípidos (García, 2013).

Los factores que determinan la especiación de As (Figura 2) son: potencial de hidrógeno (pH) y reacciones oxido-reducción (redox), los cuales se condicionan por la temperatura (T en °C), oxígeno disuelto (OD), entre otros (Reeder *et al.*, 2006). En condiciones reductoras, la especie arsenito (As^{+3}) es dominante y arsenato (As^{+5}) en condiciones oxidantes (Wilson *et al.*, 2010). La movilidad en aguas subterráneas se origina para As^{+3} por la disolución de óxidos de Fe y Mn (Kneebone *et al.*, 2002) y el As^{+5} se moviliza como resultado de la desorción de estos mismos óxidos (Appelo *et al.*, 2002).

Por tanto, en aguas subterráneas se pueden encontrar ambas formas químicas del As. Al promover la remoción de este compuesto por la técnica de selectividad de membranas (determinada por la capacidad de adsorción del material) se remueve As^{+5} y persisten los compuestos de As^{+3} en el agua de rechazo debido a la falta de carga eléctrica (Amy *et al.*, 1998).



Fuente: Smedley y Kinninburg (2002).

Figura 2.-Especies de As en función de potencial redox (Eh) y pH.

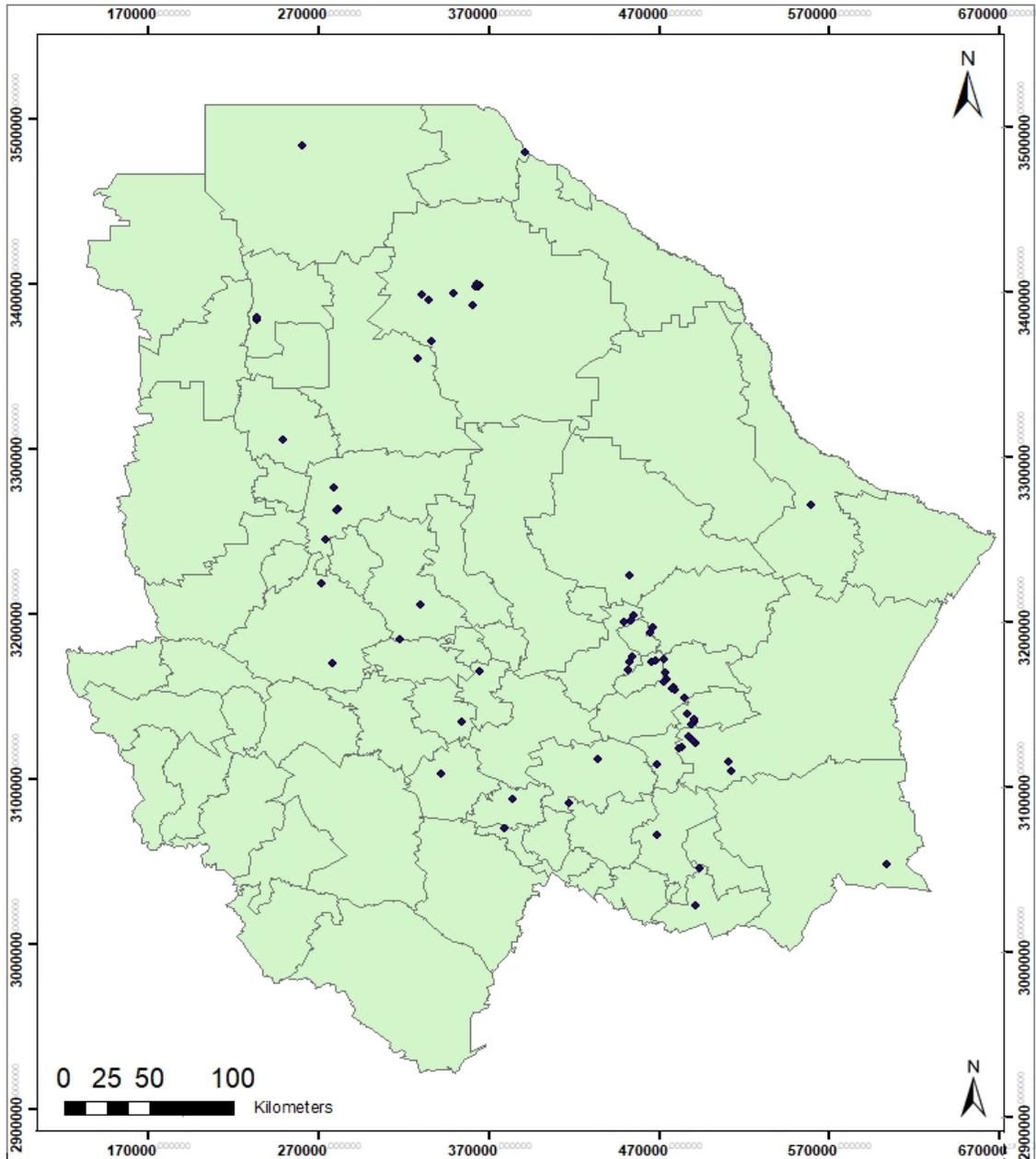
Contexto de la Relación Agua-Arsénico

En las últimas décadas ha aumentado el número de personas a nivel mundial que depende de las aguas subterráneas como principal fuente de agua potable (UN-WWAP, 2016); con lo cual se ha incrementado la población expuesta al As por la vía de la ingesta (Vaughan, 2006).

El número de habitantes expuestos a concentraciones de As superiores al límite de seguridad de $10 \mu\text{g L}^{-1}$, establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS), se ha calculado globalmente en más de 200 millones (Sing *et al.*, 2011). Además, se estima que un tercio reside en lugares donde el agua llega a contener de manera natural $>50 \mu\text{g L}^{-1}$. En América Latina, la población expuesta supera los 4 millones, con elevada incidencia en Argentina, Chile, El Salvador, México, Nicaragua y Perú (Bundschuh *et al.*, 2008).

Las principales entidades federativas de México donde se han detectado concentraciones de As en el agua superiores al límite máximo permisible (LMP) establecido por la norma oficial mexicana de calidad de agua NOM-127-SSA/SEMARNAT-1994 (DOF, 2000) son: Aguascalientes, Coahuila, Chihuahua, Durango, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, San Luis Potosí, Sonora y Zacatecas (Soto *et al.*, 2011).

En Chihuahua, los municipios más afectados por la incidencia de As en las fuentes para suministro de agua, son de la región sur-sureste (González-Horta *et al.*, 2015). Ante lo cual que se han instalado plantas de ósmosis inversa (POI) para remoción de éste y otros elementos (Figura 3), con lo cual se garantiza la calidad del suministro público (Olmos *et al.*, 2018).



Descripción
Localización de sistemas de ósmosis para
mejora de agua para suministro humano.

Unidades geográfica: UTM
Datum: WGS 1984
Zona: Norte 13N



Simbología	
	Estado de Chihuahua
	Plantas de ósmosis inversa (POI)

Elaboró: I.E. Cecilia G. Sáenz Uribe.
Fecha de elaboración: Noviembre 2017.

Fuente: Olmos *et al.*, 2018.
Figura 3.- Localidades del estado de Chihuahua con plantas de ósmosis inversa para tratamiento de As.

Toxicología Ambiental del Arsénico

Se ha identificado que tanto las especies inorgánicas como orgánicas del As son tóxicas para el ser humano (Ramírez *et al.*, 2004), pero es mayor la toxicidad de las formas inorgánicas que contienen el oxoanión AsO_2^- (Lim *et al.*, 2007). En este sentido, Tseng (2004) indica que existen diferencias considerables entre los efectos del arsenito y el arseniato. El As^{+3} reacciona con los grupos sulfhídrico ($-\text{SH}_2$) y llega a bloquearlos, así como a algunas enzimas; incluso, puede inducir modificaciones estructurales en las proteínas. El As^{+5} debido a sus propiedades bioquímicas similares al fosfato, puede reemplazar a éste último en reacciones de fosforilación en las mitocondrias, lo que resulta en el deterioro de la síntesis de ATP y puede afectar a los cromosomas.

Numerosos estudios epidemiológicos han encontrado y descrito diversos riesgos a la salud, según del tipo de exposición. Para ejemplificar, la exposición crónica (bajas concentraciones por períodos extensos) se ha asociado a alteraciones dérmicas (Monroy, 2009). La evaluación de la toxicidad del As por la Agencia Internacional de Investigación contra el Cáncer y la Agencia de Registro de Sustancias y Enfermedades de Estados Unidos de América lo ha clasificado como cancerígeno del Grupo I y citotóxico, respectivamente (IARC, 1987; ATSDR, 2000).

Tampoco existe evidencia para indicar que el As sea esencial para las plantas, por lo cual es considerado como micronutriente no esencial (Nath, 2000) que puede ser tóxico (Pittori *et al.*, 2014). Aunque el crecimiento se estimula cuando se suministra en bajas concentraciones; debido a que el arseniato es absorbido a través del sistema de captación de fosfato y llega a

interactuar en la nutrición vegetal. Entonces, la forma química del As suministrado es más importante que las concentraciones totales en solución (Fitz y Wenzel, 2001). El Cuadro 1 presenta los resultados resumidos de diversos estudios acerca de los efectos de las interacciones As-P.

Para la especiación y acumulación de As en las plantas intervienen procesos de relación suelo-planta, tales como flujo de agua, flujo de masa de nutrientes/contaminantes a la superficie de la raíz, difusión, adsorción, desorción y el intercambio iónico (Silva-Gonzanga *et al.*, 2005). Se ha determinado que la fitodisponibilidad del As para plantas de humedal decae de especies inorgánicas a orgánicas ($\text{DMAAB} < \text{MMAA} \approx \text{As}^{+5} < \text{As}^{+3}$); en donde, tras la absorción, las especies inorgánicas principalmente se acumulan principalmente en las raíces (Fitz y Wenzel, 2001).

Se tiene conocimiento que las plantas de humedal no son hiperacumuladoras; sin embargo, existen algunas excepciones (*Ceratophyllum demersum*, especie sumergida) que almacenan metales y metaloides en la rizósfera, pero sus tejidos senescentes se convierten en fuentes de liberación por lixiviación y mineralización (Weis y Weis, 2004).

Sistemas de Tratamiento para Remoción de Arsénico

Para disminuir la concentración de As a los valores guía o límites máximos permisibles para diferentes usos del agua, incluyendo consumo humano, existen diversos tratamientos. A continuación se revisarán las características generales de los componentes de los sistemas de tratamiento, según su clasificación.

Cuadro 1.-Respuesta vegetal en experimentos hidropónicos para el estudio de la relación fósforo-arsénico

Efecto esperado	Especie de As	Respuesta
<i>Tolerancia</i>		
Absorción	As ⁺⁵	Decremento
<i>Toxicidad</i>		
Elongación de la raíz	As ⁺⁵	Incremento
	As ⁺³	Ligero incremento
Desarrollo vegetal	As ⁺⁵	Incremento

Fuente: Modificado de Fitz y Wenzel (2001).

Sistemas convencionales. Es el tratamiento del agua que incluye procesos físicos (o mecánicos) y químicos con base a requerimientos energéticos e insumos químicos (U.S. EPA, 2003). La clasificación comprende diversas categorías (Castro de Esparza, 2006), los cuales se describen a detalle en el Cuadro 2.

Entre las dificultades que presentan estos sistemas es la aplicación en áreas rurales o de baja densidad poblacional, ya que requieren sistemas de alimentación y/o distribución, así como de personal capacitado para la operación y mantenimiento (Alarcón-Herrera *et al.*, 2012).

Las técnicas de membranas (nanofiltración y ósmosis inversa) se han utilizado recientemente como un tratamiento adicional al tratamiento biológico convencional, pero producen una cantidad considerable de rechazo concentrado con cargas de contaminantes que no han sido degradados o mineralizados (Li *et al.*, 2012). Es la eliminación de contaminantes como el As en aguas mediante las técnicas convencionales es costosa en términos económicos y ecológicos, debido principalmente al manejo de los residuos generados y el uso obligado de electricidad (Camacho *et al.*, 2010).

Sistemas no convencionales o emergentes. Los sistemas de tratamiento no convencional del agua han surgido en la búsqueda de alternativas sustentables (Litter *et al.*, 2008). Las características propias son la operación *in situ*, pasiva o de mínimo consumo energético, mantenimiento y operación sencilla, eficiencia en cumplimiento de calidad, baja e inocua disposición de residuos y aceptación social (Márquez-Vázquez, 2010).

Cuadro 2.-Comparación de eficiencia de tratamientos convencionales para remoción de As

Procesos o tecnologías	Remoción (%)		Costo relativo	Desventajas
	As ⁺³	As ₊₅		
<i>Oxidación/Precipitación</i>				
Oxidación con aire	<30	<30	Bajo	Producción de lodos
Oxidación química	<30	30-60	Bajo	Costo de insumos
<i>Coagulación/ Co-precipitación</i>				
Coagulación con Al	<30	>90	Bajo	Producción de lodos
Coagulación con Fe	<30	>90	Bajo	Producción de lodos
Ablandamiento con cal	30-60	>90	Bajo-mediano	Costo de insumos
<i>Adsorción</i>				
Sorbente a base de Fe	30-60	>90	Bajo-mediano	Costo de insumos
Alúmina activada	60-90	>90	Mediano	Costo de insumos
<i>Intercambio iónico</i>				
Resina aniónica	<30	>90	Mediano	Producción de lodos
<i>Membranas</i>				
Osmosis inversa	60-90	60-90	Alto	El rechazo puede ser 25 a 50% del caudal de alimentación
Nanofiltración	60-90	60-90	Alto	
Electrodialisis	60-90	60-90	Alto	Necesario pre-tratamiento, baja recuperación de agua

Los sistemas emergentes se han clasificado según la naturaleza de los materiales empleados (Alarcón-Herrera *et al.*, 2012):

- Materiales geológicos como adsorbentes naturales.- filtración con arena y zeolitas.
- Materiales modificados como adsorbentes, como carbón activado y arena recubierta de óxido de hierro
- Tratamientos de electrocoagulación, electroflotación.
- Procesos fotoquímicos como oxidación solar y fotocátalisis heterogénea
- Remoción biológica, dada por fitorremediación en humedales construidos o de tratamiento y otros, como biosorción y consorcios bacterianos empaquetados.

Entre los sistemas o tecnologías no convencionales de tratamiento de agua, la implementación de humedales de tratamiento destaca como tecnología sostenible, al permitir la reutilización y recuperación del recurso (Morató *et al.*, 2006).

Manejo del Agua de Rechazo de Ósmosis Inversa

El manejo de rechazos o salmueras (cuando provienen de desalinización) de procesos de ósmosis inversa comprende la disposición a través del vertido a aguas superficiales, a la red de alcantarillado, aplicación a tierra, en estanques de evaporación, mediante inyección de pozos profundos (Mickley, 2006), cristalización o solidificación, extracción y recuperación, deionización capacitiva, pervaporación (Zarzo y Campos, 2012) y recientemente se han incluido la regeneración de humedales naturales (Voutchkov *et al.*, 2010)

y los humedales de tratamiento (Liang *et al.*, 2017). En el Cuadro 3 se muestra la comparación del manejo de efluentes de rechazos a nivel mundial.

En el caso de las descargas de rechazo de agua salobre en zonas continentales interna es un problema que depende primordialmente del aspecto económico para el manejo de la salinidad provocada por sólidos totales (ST) y la toxicidad de algunos elementos (Fernández, 2015).

La remoción de As en el mejoramiento de agua potable produce residuos, que dependiendo del método empleado, pueden ser efluentes o desechos sólidos, en concentraciones que compromete su manejo (Webster *et al.*, 2016). El manejo de efluentes y residuos debe considerar aspectos como el tipo de descarga, minimización, tratamiento y reutilización; de tal manera, que los sistemas de tratamiento de agua puedan garantizar la salud del ecosistema y el bienestar humano (Mirza *et al.*, 2014).

En México no existe información generalizada de la disposición del agua de rechazo. Para el estado de Chihuahua, Olmos y Herrera (2014) reportaron el destino del rechazo de las POI, donde 2/3 se descargaba a drenajes y 1/5 se utilizaba para riego; lo cual representa riesgos, ante la subsecuente acumulación y translocación en otras matrices ambientales.

Los principales impactos ambientales provocados por la descarga de aguas a cursos de agua son: cambio de solubilidad de los elementos, cambio del pH, reducción del oxígeno disuelto y formación de depósitos o bancos de sólidos perjudiciales para el desarrollo de la biota del lecho donde se vierten (Fernández, 2015).

Cuadro 3.-Destino de los rechazos de procesos de membrana para potabilización de agua a nivel mundial

Método para la gestión del rechazo o salmuera	Frecuencia (% de plantas)	
	Mundial ¹	E.U.A. ²
Descarga en aguas superficiales	45	45
Descarga a redes de saneamiento	42	27
Inyección en pozos profundos	9	13
Lagunas de evaporación	2	4
Riego o aplicación al terreno por aspersión	2	8
Descarga líquida cero (ZDL)	<0.1	-
Reutilización	-	<2

Fuente: adaptado de ¹Zarzo y Campos (2012) y ²Mickley (2006).

La recuperación de agua a través del sistema de humedales para usos, como la agricultura y acuicultura, restauración de cuerpos de agua superficial y acuíferos subterráneos es una realidad en numerosos países bajo diversas condiciones climáticas y tipos de agua a tratar (Winpenny *et al.*, 2013). Específicamente acerca del manejo del rechazo de osmosis inversa, son relativamente pocos y recientes los ejemplos de humedales de tratamiento.

Se podría catalogar como pionero al sistema piloto de Luggage Point, el cual fue diseñado para enviar de manera indirecta agua recuperada a la Presa Wivenhoe, en Brisbane, Australia y se incorporó a una planta de tratamiento avanzado (Advanced Water Treatment Plants). Dicho sistema consistió en un humedal de flujo superficial y celdas verticales ascendentes formadas por un sustrato orgánico (biocamas) en paralelo para tratar un flujo de 0.194 L s^{-1} con conductividad eléctrica (CE_w) de 10,200 a 22,400 $\mu\text{ohm/cm}$, con la finalidad de eliminar metales y nitritos (Kepke *et al.*, 2009).

De manera casi simultánea se presentó el proyecto un sistema piloto de humedales de flujo subsuperficial portátil en Oxnard, California, el cual se convirtió en un sistema de recuperación de agua para la rehabilitación de un humedal costero (Chakraborti *et al.*, 2015). El éxito del proyecto permitió ampliar un programa de desarrollo de fuentes alternativas de agua para brindar soluciones de suministro; por lo que posteriormente se concretó el establecimiento de humedales de tratamiento de tipo subsuperficial vertical en Goodyear, Arizona, en la planta de tratamiento avanzado de aguas residuales, para el intercambio de agua con otros condados (ASU, 2012).

Descripción de los Humedales de Tratamiento

Se ha estudiado que los sustratos plantados son más efectivos en comparación con aquellos sin vegetación, debido a que las plantas tienen la capacidad de absorción de metales y también de inmovilizar ciertos metales al liberar oxígeno a través de sus raíces (Rehman *et al.*, 2017). Los humedales de tratamiento son diseñados para simular las estructuras y funciones de los humedales naturales, con el propósito de eliminar contaminantes del agua (ITRC, 2003).

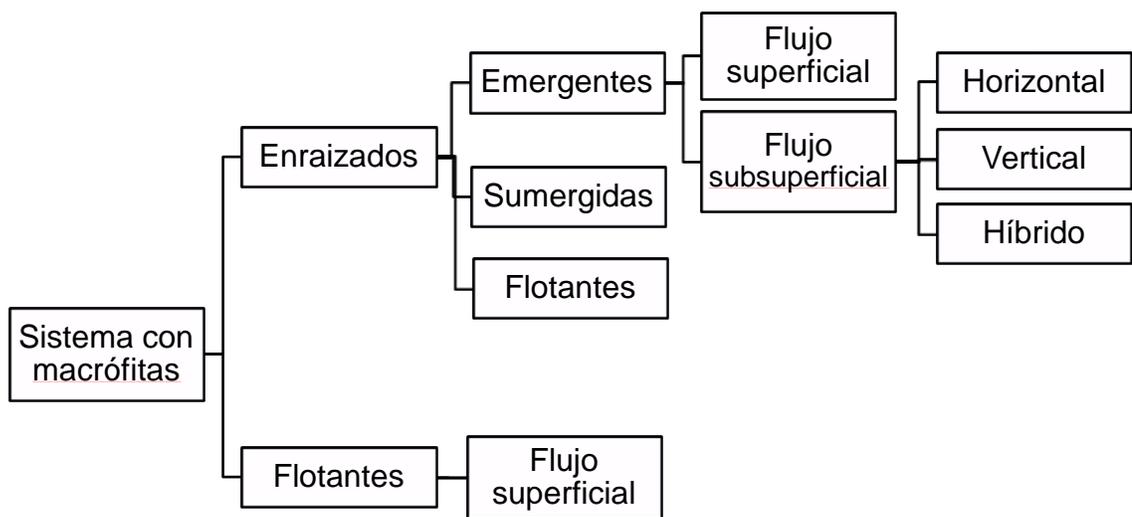
Los humedales de tratamiento consisten en lagunas, tanques o canales de poca profundidad, con un medio filtrante (arena y/o grava) como sustrato para el establecimiento de vegetación tolerante a condiciones saturadas (EPA, 2000; UN-HABITAT, 2008). Los criterios para la clasificación de los humedales de tratamiento se exponen en la Figura 4.

La operación de los humedales de tratamiento se basa en la manera de la circulación del agua (EPA, 2000), por lo que pueden ser:

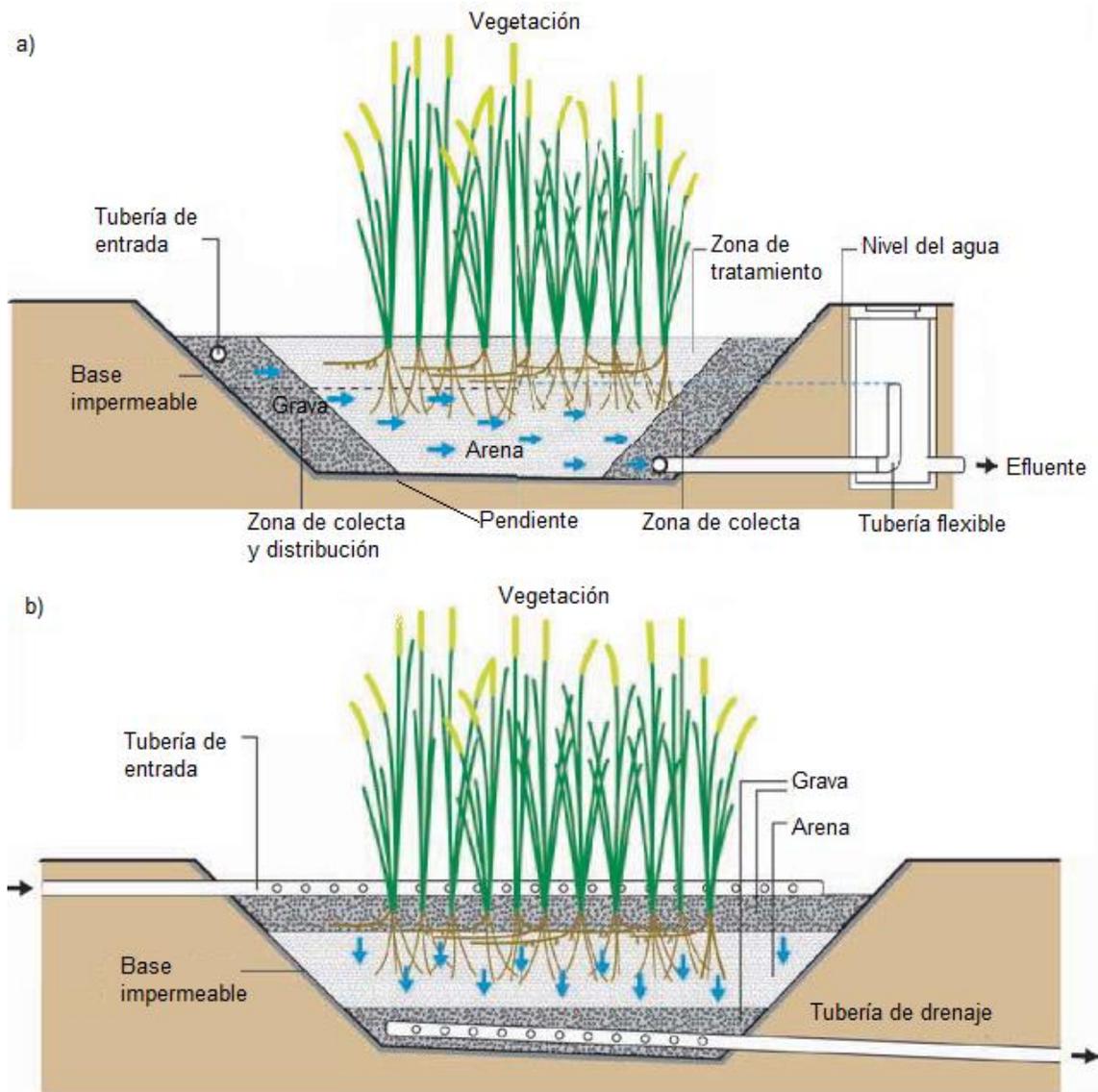
a) Sistemas de flujo superficial o libre.- El agua circula a través de los tallos, por encima del medio granular y está expuesta directamente a la atmósfera.

b) Sistemas de flujo subsuperficial (Figura 5).- El agua circula entre el medio granular y está en contacto con las raíces. A su vez, en función de la forma de aplicación del agua al sistema, pueden tener diferentes arreglos:

- Horizontal (HFSS)
- Vertical (HFV)
- Híbridos.



Fuente: Adaptado de Delgadillo *et al.*, 2010.
 Figura 4.-Clasificación de los sistemas de humedales de tratamiento.



Fuente: Morel y Diener, 2006.

Figura 5.- Esquema de la sección transversal de humedales de tratamiento subsuperficial de flujo horizontal (a) y vertical (b).

El tipo de vegetación a utilizarse es en función de la capacidad de las plantas de instalarse respecto al nivel del agua (Delgadillo *et al.*, 2010). Entonces, el diseño del humedal de tratamiento considera la disponibilidad y respuesta de las siguientes plantas acuáticas:

- Flotantes.- Plantas que viven en la superficie del agua
- Emergentes.- Plantas cuyas raíces se fijan al fondo y las hojas buscan la luz al exterior
- Sumergidas.- Plantas que se desarrollan exclusivamente dentro del agua.

En los humedales de flujo libre se usan plantas flotantes como *Eichornia crassipes* o *Lemna* sp. (Corroto *et al.*, 2012) y plantas sumergidas o enraizadas como *Typha* sp., *Juncus* sp., *Scirpus* sp. y *Pragmites* sp. en los sistemas de flujo subsuperficial (Jethwa y Bajpai, 2016).

El funcionamiento se basa en el soporte físico de un lecho inerte como material filtrante y para el enraizamiento, el aporte de oxígeno a través de las plantas y la actividad microbiana (Caçador *et al.*, 2013; Vidal *et al.*, 2014). La remoción de contaminantes en los humedales de tratamiento ocurre simultáneamente como una serie de procesos físicos, químicos y biológicos; los más estudiados son sedimentación, filtración, volatilización adsorción, precipitación, hidrólisis, reacciones redox, degradación microbiana y producción vegetal de metabolitos (Stearman, 2003).

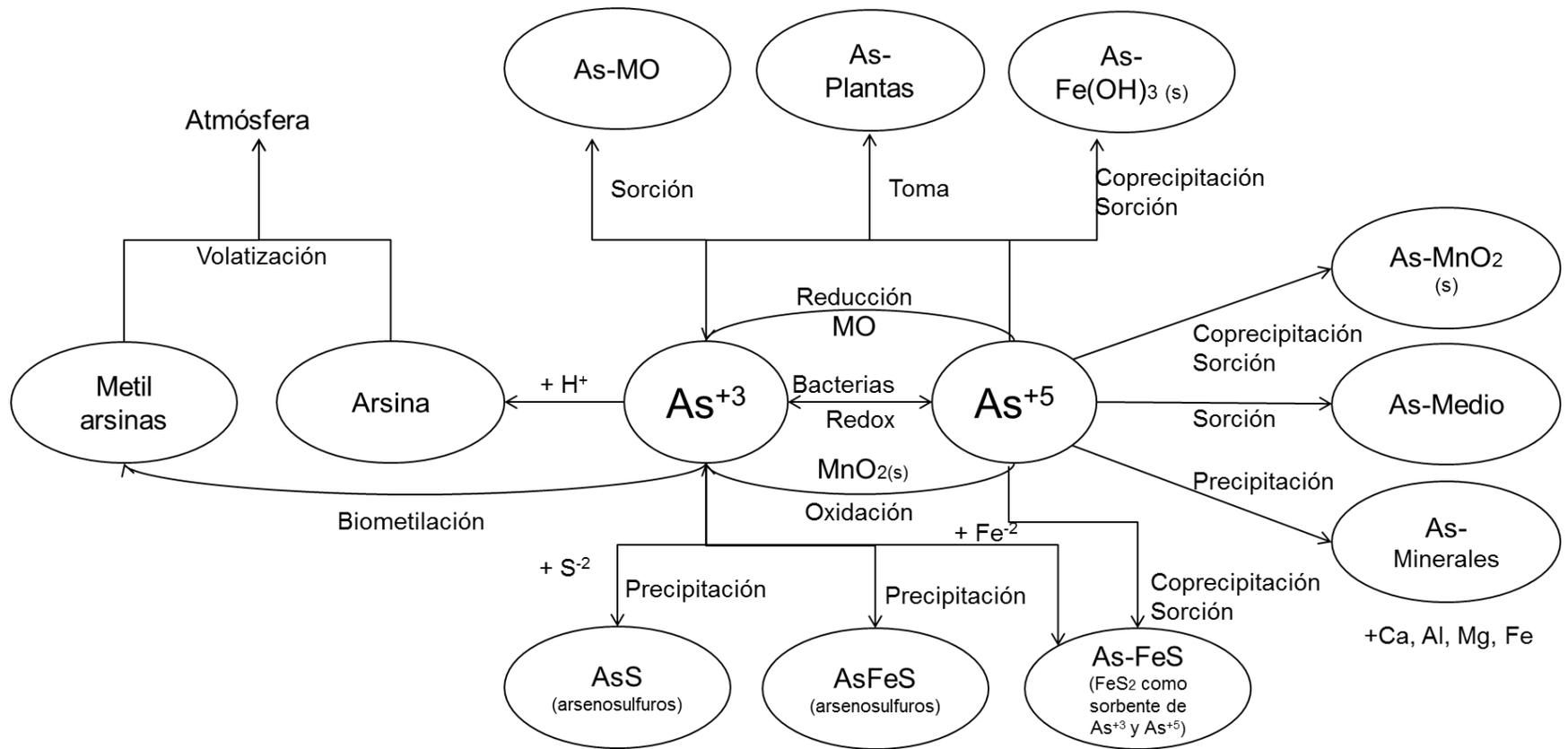
El Cuadro 4 muestra los procesos metabólicos y fisiológicos activos y pasivos de las plantas y la Figura 6 presenta la movilidad y transformación del As a través de reacciones químicas en los humedales de tratamiento.

Cuadro 4.-Funciones realizados por las plantas según el tipo de humedal de tratamiento

	Flujo superficial	Flujo subsuperficial horizontal	Flujo subsuperficial vertical
Área utilizada	>20 m ²	≥10 m ²	≥5 m ²
Estabilización	+++++	+++++	+++
Prevención de tajonamiento	-	-	+++++
Transferencia de oxígeno	+	++	+
Reducción de velocidad del flujo	+++	-	-
Agregación de microorganismos	+++++	+++	+
Atenuación de la luz	+++++	++	+
Aislamiento térmico	+++	+++	+++
Toma de nutrientes	+++++	+++	-

Acotaciones: - No existente, +/++: Bajo, +++: Medio, ++++/+++++: Alto.

Fuente: Adaptado de Vymazal (2011).



Fuente: Adaptado de Lizama *et al.*, 2011.

Figura 6.-Modelo conceptual de las rutas de transformación del As en humedales de tratamiento.

Consideraciones Acerca de la Fitorremediación

Si bien el oxígeno liberado a través de la rizósfera oxida los metales pesados y metaloides y favorece la adsorción de los mismos (Rehman *et al.*, 2017), la fitorremediación también participa en la remoción de contaminantes, al ser la capacidad de ciertas plantas en asociación con las bacterias asociadas, que permite degradación de compuestos químicos.

La fitorremediación es a partir de mecanismos fisiológicos llevados a cabo en las diversas partes que conforman las plantas (Jiménez, 2017). Los mecanismos descritos hasta ahora son (ITRC, 2009; Delgadillo-López, 2011):

- Fitoestabilización o fitosequestro.- Se reduce la movilidad de un contaminante por procesos celulares en plantas tolerantes.
- Fitoextracción.- Los contaminantes se concentran en la parte aérea.
- Rizofiltración.- Se traspasa un contaminante a la raíz hasta que se satura.
- Rizodegradación o fitoestimulación.- Los exudados promueven el desarrollo de microorganismos en la rizósfera.
- Fitotransformación o fitodegradación.- Se captan, almacenan y degradan compuestos para formar subproductos menos tóxicos.
- Fitohidráulica.- Captura y evaporación de agua que favorece la absorción de contaminantes.
- Fitovolatilización.- Translocación y modificación de contaminantes a compuestos volátiles que se liberan con la transpiración.

Se ha determinado que en los humedales construidos la fitorremediación se genera por rizofiltración, fitoestabilización y fitoextracción (Otte y Jacob, 2006).

Es importante considerar los factores ambientales que inciden en el proceso de la fitorremediación; ya que afectarán la biodisponibilidad de los contaminantes y la capacidad del sistema planta-raíz-suelo para absorber, translocar y acumular contaminantes. Por ejemplo, los mecanismos de fitorremediación tienen lugar a una velocidad máxima y a una temperatura específica, donde la radiación solar puede aumentar la polaridad de las sustancias y la solubilidad en agua que derivan en la reducción de la concentración de contaminantes fácilmente degradables y los procesos meteorológicos tener peso similar como la química del agua y el período de crecimiento de las plantas en la biotransformación de compuestos (Herath y Vithanage, 2015).

LITERATURA CITADA

- Alarcón Herrera, M.T. y I.R. Martín Domínguez. 2012. Tecnologías convencionales. En Remoción de Arsénico del Agua para Consumo Humano en Latinoamérica, M.T. Alarcón-Herrera, E. Llorens y M. Poch eds., Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV). Chihuahua, México.
- Amy, G., M. Edwards, P. Brandhuber, L. Mcneill, M. Benjamin, F. Vagliasindi, K. Carlson y J. Chwirka. 1999. Arsenic treatability, options and evaluation of residual management issues. AWWA Research foundation y American Water Works Association.
- Appelo, C.A.J., M.J.J van der Weiden, C. Tournassat y L. Charlet 2002. Surface complexation of ferrous iron and carbonate on ferrihydrite and the mobilization of arsenic. *Environ Sci Technol.*, 36:3096–3103.
- ASU. 2012. Constructed Wetlands for Brine Water Management - A case study of bullard regulating wetland (Goodyear, AZ). Global Institute of Sustainability. Arizona State University.
- ATSDR. 2000. Toxicological profile of Arsenic. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Bundschuh, J., A. Pérez Carrera y M. Litter. 2008. Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. En *IBEROARSEN Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*, J. Bundschuh *et al.*, eds. CYTED. Buenos Aires, Argentina.
- Bunge, V. 2010. La presión hídrica en las cuencas de México. En *Las cuencas hidrográficas de México – Diagnóstico y priorización*. H. Cotler Aválos, ed., Pluralia Ediciones, Ciudad de México.
- Camacho, L.M., M. Gutiérrez, M.T. Alarcón-Herrera. M. de L. Villalba y Deng S. 2011. Occurrence and treatment of arsenic in groundwater and soil in northern Mexico and southwestern USA. *Chemosphere* 83: 211-225.
- Carbonell Baraminrachina A. A., F. M. Burló Carbonell y J. J. Mataix Beneyto. 1995. *Arsénico en el sistema suelo-planta – Significado ambiental*. Universidad de Alicante. España.
- Castro de Esparza, M.L. 2004. Arsénico en el agua de bebida de América Latina y su efecto en la salud pública. CEPIS/OPS, Hojas de divulgación técnica 95: 1-8, En: www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/cd51/arsenico-agua.pdf Consultado 03 Marzo 2018.
- Caçador, M., B. Duarte y J. Freitas. 2013. Organic acid-assisted phytoremediation in salt marshes: from hydroponics to field mesocosm trial. En N.A. Anjum *et al.*, eds., CRC Press. Boca Ratón, U.S.A.

- Chakraborti, R.K., J.S. Bays, T. Ng, L. Balderrama, y T. Kirsch. 2015. A pilot study of a subsurface-flow constructed wetland treating membrane concentrate produced from reclaimed water. *Water Sci Technol*, 72(2):260-268.
- CONAGUA. 2016. Estadísticas del Agua en México, edición 2016. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Corroto, C., A. PerezCarrera, E. Calderon y A. Fernandez-Cirelli. 2012. Alternativas de remoción de arsénico en aguas de rechazo de plantas de osmosis inversa. En: 1er Encuentro de investigadores en formación de recursos hídricos. Instituto Nacional del Agua. Ezeiza, Bs. As. Argentina.
- Delgadillo, O., A. Camacho, L.F. Pérez y M. Andrade. 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua. Cochabamba, Bolivia.
- Delgadillo-López, A.E., C.A. González-Ramírez, F. Prieto-García, J.R. Villagómez-Ibarra, y O. Acevedo-Sandoval. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 14(2): 597-612.
- DOF. 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM 127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000.
- Fernández A., S.I. 2015. Tratamiento y disposición de aguas residuales de plantas de tratamiento de agua potable en Chile. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Fitz, W. y W.W. Wenzel. 2001. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J. Biotechnol.* 99(2002):259-278
- García, S. 2013. Estudios de especiación de arsénico y acumulación de metales en muestras de interés medioambiental. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España.
- González-Horta, C., L. Ballinas-Casarrubias, B. Sánchez-Ramírez, M.C., Ishida, A. Barrera-Hernández, D. Gutiérrez-Torres, O.L. Zacarias, R.J. Saunders, Z. Drobná, M.A. Méndez, G. García-Vargas, D. Loomis, M. Stýblo y L.M. del Razo. 2015. A concurrent exposure to arsenic and fluoride from drinking water in Chihuahua, Mexico. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 125, 4587-4601.
- Gutiérrez, M., V.M. Reyes-Gómez, M.T. Alarcón-Herrera y D. Núñez-López. 2016. Acuíferos en Chihuahua: estudios sobre sustentabilidad. *Tecnociencia*, 102:58-63.

- Herath, I. y M. Vithanage. 2015. Phytoremediation in constructed wetlands. En *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants Volume 2*, A.A. Ansari *et al.*, eds., Springer, Zurich, Suiza.
- Hoffmann, H., C. Platzer, M. Winker y E. von Muench. 2011. Technology review of constructed wetlands- Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Eschborn, Germany.
- ITRC. 2003. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. The Interstate Technology Regulatory Council Wetlands Team. Washington, D.C.
- ITRC. 2009. Phytotechnology technical and regulatory guidance and decision trees. The Interstate Technology Regulatory Council Wetlands Team. Washington, D.C.
- IARC.1987. Arsenic and arsenic compounds. En: www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/arsenic.html Consultado 03 Diciembre de 2017.
- Jethwa, K.B. y S. Bajpai. 2016. Role of plants in constructed wetlands (CWS): a review. *J. chem. pharm. res. Special issue 2(August)*: 4-10.
- Jiménez Ballesta, R. 2017. Introducción a la contaminación de suelos. Mundi Prensa. Madrid, España.
- Jong, T. y D.L. Parry. 2005. Evaluation of the stability of arsenic immobilized by microbial sulfate reduction using TCLP extractions and long-term leaching techniques. *Chemosphere*, 60:254-265.
- Kepke, J., J. Bays. Y J. Lozier. 2009. Concentrate treatment using wetlands. *Water*. 17. *Water (J. Australian Water Association)*, 36(7):57–63.
- Kneebone, P.E., P.A. O'Day, N. Jones y J.G. Hering. 2002. Deposition and fate of arsenic in iron and arsenic enriched reservoir sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 36:381-386.
- Li, X. Y.L.W. Zhang y C.W. Wang. 2012. Review of disposal of concentrate streams from nanofiltration (NF) or reverse osmosis (RO) membrane process. *Adv Mat Res*, 518-523:3470-3475.
- Liang, Y., H. Zhu, G. Bañuelos, B. Yan, Q. Zhou, X. Yu y X. Cheng. 2017. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecol Eng*, 98:275-285.
- Lim, M.S., I.W. Yeo, T.P. Clement, Y. Roh y K.K. Lee. 2007. Mathematical model for predicting microbial reduction and transport of arsenic in groundwater system. *Water Res.* 41, 2079–2088.
- Litter, M.I., R.G. Fernández, R.E. Cáceres, D. Grande Cobián, D. Cicerone y A. Fernández Cirelli. 2008. Tecnologías de bajo costo para el tratamiento de arsénico a pequeña y mediana escala. *Ing. sanit. ambient.*, 100:41–50.

- Litter, M.I., M. Morgada y J. Bundschuh. 2010. Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environ Poll.*, 585:1105-1118.
- Lizama A., K., T.M. Fletcher y G. Sun. 201. Removal processes for arsenic in constructed wetlands. *Chemosphere* 84:1032–1043.
- Mandal, B.K. y Suzuki, K.T. 2002 Arsenic round the World, A Review. *Talanta*, 58, 201-235.
- Márquez-Vázquez, M. 2010. Tecnologías no convencionales para el tratamiento de las aguas residuales en la Facultad de Estudios Superiores Aragón. *Matices*, 5(13):13-26.
- Matschullat, J. 2000. Arsenic in the geosphere: a review. *Sci Total Environ* 249:297–312.
- Mickley, M.C. 2006. Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation. Desalination and Water Purification Research and Development Program Report No. 123. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation. Denver, CO.
- Mirza, N., Q. Mahmood, M.M. Shah, A. Pervez y S. Sultan. 2018. Plants as useful vectors to reduce environmental toxic arsenic content. *The Scientific World Journal*, vol. 2014, Article ID 921581, 11 pages.
- Monroy T. R. 2009 Niveles altos de arsénico en cabello de niños mexicanos en comunidades expuestas a agua contaminada. *Ecol Food Nutr*, 481:59-75.
- Morató, J., A. Subirana, A. Gris, A. Carneiro y R. Pastor. 2006. Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 3(1):12-29.
- Morel, A. y S. Diener. 2006. Greywater management in low and middle-income countries- Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Sandec Report No. 14/06. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. En: www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/MOREL%20and%20DIENER%202006%20Greywater%20Management.pdf Consultado 03 Marzo 2017.
- Nath, R. 2000. Health and Disease role of micronutrients and trace elements. A.P.H. Publishing Corporation. Nueva Delhi, India.
- Nicolli H.B., J. Bundschuh, J.W. García, C.M. Falcón y J. Jiin-Shuh, Sources and controls for the mobility of arsenic in oxidizing groundwaters from loess-type sediments in arid/semi-arid dry climates – Evidence from the Chaco–Pampean plain Argentina. *Water Res.*, 4419:5589-5604.
- Nordstrom D.K. 2002. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. *Science*, 2965576:2143-5.
- O'Day, P.A. 2006. Chemistry and mineralogy of arsenic. *Elements* 2:77–83.

- Olmos-Márquez, M.A., M.T. Herrera-Alarcón. 2014. Environmental impact by the use of reverse osmosis in arsenic removal to obtain drinking water. *Revista Ambiental*. 5(1):28:33.
- Olmos-Márquez, M.A., C.G. Sáenz-Urbe, J.M. Ochoa-Rivero, A. Pinedo-Alvárez y M.T. Herrera-Alarcón. 2018. Mitigation actions performed to the remediation of groundwater contamination by arsenic in drinking water sources in Chihuahua, México. En *Memorias de 7th Congress on Arsenic in the environment (As2018)*. Beijing, China.
- Otte, M.L. y D.L. Jacob. 2006. Constructed wetlands for phytoremediation, rhizofiltration, phytostabilisation and phytoextraction. En *Phytoremediation Rhizoremediation*, M. Mackova, D. Dowling y T. Macek, eds., Springer, Dordrech, Netherlands.
- Pittori, S. I., S. Urricariet, y R. S. Lavado. 2014. Micronutrientes y elementos traza. Cap. 12. En *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. H. E. Echeverría, y F. O. García, eds., Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.
- PNUMA. 2007. *Perspectivas del medio ambiente mundial: GEO4 - Medio ambiente y desarrollo*. Randers, Dinamarca.
- Ramírez S. A, R. Mukopadhyay, B. P. Rosen y T. L. Stemmler. 2004. Experimental and theoretical characterization of arsenic in water: Insights the coordination environmental of As-O. *Inorg Chem* 439:2954-2959.
- Reeder, R.J., M.A.A. Schoonen y A. Lanzirrotti. 2006. Metal speciation and its role in bioaccessibility and bioavailability. *Rev. Mineral Geochem*, 64:59-113.
- Rehman, F., A. Pervez, B.N. Khattak y R. Ahmad. 2017. Constructed Wetlands: Perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. *Clean soil air water*, 45 (1):1-9.
- Reimann, C., J. Matschullat, M. Birke y R. Salminen. 2009. Arsenic distribution in the environment: The effects of scale. *Appl. Geochem.*, 24, 1147-1167.
- Shriver, D.F. y P.W. Atkins. 2008. *Química Inorgánica*, 1^a edición, McGraw-Hill/Interamericana. México.
- Silva Gonzanga, M., J. Santos y L.Q. Ma. 2005. Arsenic chemistry in the rhizosphere of *Pteris vittata L.* and *Nephrolepis exaltata L.* *Environ Poll* 143:254-260.
- Singh, A.P., R.K. Goel y T. Kaur. 2011. Mechanisms Pertaining to Arsenic Toxicity. *Toxicol Int.*, 182: 87–93.
- Smedley, P. L. and D. G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 17: 517-568.
- Soto P., R. Chávez R. y F. Arreguín. 2011. Una revisión de la presencia de arsénico en el agua subterránea en México. p. 67. En *Memorias de VIII Congreso Nacional de Aguas Subterráneas*, Querétaro, México.

- Stearman, G.K. 2003. Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells. *J of Environ Qual*, 32:1548-1556.
- Tamaki, S. y W.T. Frankenberger WT. 1992. Environmental biochemistry of arsenic. *Rev Environ Contam Toxicol* 124:79–110.
- UN-HABITAT, 2008. Constructed wetlands manual. UN-HABITAT Water for asian cities programme. Nepal, Kathmandu.
- UN-WWAP Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. 2016. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2016: Agua y Empleo. UNESCO. París.
- U.S.EPA. 2000. Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Environmental Protection Agency. Office of research and Development. EPA/65/R-99/010.
- U.S.EPA. 2003. Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small Systems, U.S. EPA, office of groundwater and drinking water. EPA/816/R-03/014.
- Vaughan, D.J. 2006. Arsenic. *Elements* 22:71–75.
- Vidal, G., M. Jarpa, C. Plaza de los Reyes, M. Belmonte y L. Mariangel. Sistemas de tratamiento convencionales vs. Sistemas naturales. En *Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas*. H. Peñuelas y J. Morató, eds. TECSPAR. España.
- Voutchkov, N., C.Sommariva, T. Pankratz y J. Tonner. 2010. Desalination process technology. En *Desalination technology Health and environmental impacts*, J. Cotruvo *et al.*,eds. CRC Press. Boca Ratón, U.S.A.
- Vymazal, J. 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* (2011) 674:133–156.
- Webster, T.M., R.R. Reddy, Y.T. James, J.D. van Nostrand, J. Zhou, K.F. Hayes, y L. Raskin. 2016. Anaerobic disposal of arsenic-bearing wastes results in low microbially mediated arsenic volatilization. *Environ Sci Technol*, 50 (20), 10951-10959.
- Weis, J.S. y P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Int*, 30(2004)685– 700.
- WHO. 2015. Progress on Sanitation and Drinking Water – 2015 update and MDG assessment. Geneva, Switzerland.
- Wilson, S.C., P.V. Lockwood, P.M. Ashley and M. Tighe. 2009. The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: a critical review. *Environ Pollut.* 158:1169-81.

- Winpenny, J., I. Heinz y S. Koo-Oshima. 2013. Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos? Informe sobre temas hídricos 35. FAO. Roma, Italia.
- Zarzo, D. y E. Campos. 2012. Proyectos de investigación sobre gestión y salmuera procedentes de plantas desaladoras. En memorias de III Seminario Internacional de Desalación ALADYR. Antagofasta, Chile.

**ESTUDIO I. REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE RECHAZO DE ÓSMOSIS
INVERSA MEDIANTE HUMEDAL DE TRATAMIENTO CON *Eleocharis
macrostachya*: ESTUDIO DE CASO 1**

RESUMEN

REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE RECHAZO DE ÓSMOSIS INVERSA MEDIANTE HUMEDAL DE TRATAMIENTO CON *Eleocharis macrostachya*

POR:

I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Maestría en Ecología y Medio Ambiente

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Mario Alberto Olmos Márquez

En años recientes se ha evidenciado el impacto ambiental que representa la generación de rechazo de ósmosis inversa proveniente de sistemas de tratamiento para potabilización de agua. Ante lo cual, se ha sugerido el uso de humedales como una alternativa tecnológica sustentable para tratamiento de los contaminantes contenido en este tipo de residuo y la recuperación de agua. Se implementó un humedal de flujo subsuperficial, el cual consistió en dos celdas paralelas (H1 y H2) con sustrato de arena y la especie local *Eleocharis macrostachya* para la remoción de arsénico (As) del rechazo de ósmosis, en la localidad de Julimes, Chihuahua. La concentración de As promedio obtenida fue de $91.5 \pm 51 \mu\text{gL}^{-1}$, donde la celda H1 tuvo una eficiencia de retención de As de $58.55 \pm 14.5\%$ y la celda H2 $47.05 \pm 10.9\%$. También se encontró que la disminución de As tuvo una correlación lineal con la conductividad eléctrica inicial de 0.75 ($P < 0.001$), así como con la temperatura inicial del agua de 0.51 ($P < 0.05$), lo cual indica la importancia de los parámetros

fisicoquímicos que pueden llegar a afectar los mecanismos de remoción de As. La concentración de As obtenida por los humedales de tratamiento fue menor al límite máximo permisible en agua residual tratada para riego agrícola, con lo que se cumple el objetivo particular de obtener un efluente para reutilización. Se considera que la implementación de los humedales de tratamiento son una alternativa para la problemática del arsénico en el manejo de los rechazo de ósmosis inversa en la región.

ABSTRACT

ARSENIC REMOVAL FROM REVERSE OSMOSIS REJECTED WATER THROUGH TREATMENT WETLAND WITH *Eleocharis macrostachya*

BY:

CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Recently, the environmental impact of reverse osmosis reject water from water purification treatment systems has been demonstrated. Given this, the use of wetlands has been suggested as a sustainable technological alternative for treatment of the pollutants contained in this kind of waste and water recovery. A subsurface flow wetland pilot system was implemented, which consisted of two parallel cells (H1 and H2) with sand as substrate and planted with *Eleocharis macrostachya* (local specie), for the removal of arsenic from a single reverse osmosis plant, in Julimes, Chihuahua. The average concentration was $91.5 \pm 51 \mu\text{gL}^{-1}$, where cell H1 had a retention efficiency of 58.55% and cell H2 47.05%. It was also found a linear correlation between arsenic decreasing and initial electrical conductivity (0.75, $P < 0.001$) as well with initial water temperature (0.51, $P < 0.05$); which indicates the importance of the physicochemical parameters that get to affect the mechanisms of removal of As. The As concentration obtained by the treatment wetlands was lower than the maximum permissible limit in treated wastewater destined for agricultural irrigation, Whereby, project's particular objective of obtaining an effluent for reuse was fulfilled. Implementation of treatment wetlands could be considered as an alternative for the arsenic problem in the management of reverse osmosis reject water at the region.

INTRODUCCIÓN

Ante el aumento en el uso de la ósmosis inversa como sistemas de potabilización de agua, existe una preocupación por el rechazo generado que concentra las sales disueltas entre cuatro y cinco veces (Corroto *et al.*, 2012); ya que puede derivar en problemas ambientales en los cuerpos receptores cuando el agua de rechazo es eliminada sin tratamiento previo (Xu *et al.*, 2013). Una alternativa para contrarrestar estos efectos es la implementación de humedales de tratamiento, los cuales tienen limitaciones en la eliminación de algunos contaminantes, son sistemas naturales utilizados para la recuperación de agua (Hamadeh *et al.*, 2014).

Se tiene escasa documentación de humedales de tratamiento utilizados por su tolerancia al As (Lizama *et al.*, 2011). Para el tratamiento de agua de rechazo de ósmosis con As, se tienen los experimentos a escala laboratorio para evaluar la eficiencia de 2 especies de plantas (*Eleocharis macrostachya* y *Schenoplectus americanus*) en sustrato de arena (Olmos-Márquez *et al.*, 2012) y otro donde se evaluó la eficiencia de 2 sustratos con *E. macrostachya* en la remoción de As y F (Cisneros *et al.*, 2018).

Cabe mencionar que la viabilidad y sustentabilidad de un humedal de tratamiento requiere la utilización de plantas con capacidad fitorremediadora, además con origen en la región donde se implementan (Wu *et al.*, 2015).

Con base en lo anterior, el estudio se realizó con el objetivo de evaluar la implementación de un humedal de tratamiento con *E. macrostachya* y arena para remover As del rechazo de ósmosis inversa de una planta purificadora a concentraciones que permitieran la reutilización del agua recuperada en riego.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

Los humedales de tratamiento (Figura 1 del Apéndice) se colocaron en la Escuela Telesecundaria Estatal No.6021, aledaña a la planta de ósmosis inversa #203 con coordenadas UTM 3144219 latitud norte, 458271 longitud oeste (Figura 2 del Apéndice), en Julimes, Chihuahua .

El municipio de Julimes se encuentra en la porción centro-este de la entidad a 85 km de la capital del estado de Chihuahua. La superficie territorial es 2,767.30 km² y la altura promedio de 1296 msnm (INAFED, 2005). Según el conteo de población más reciente, el municipio tiene 4959 habitantes distribuidos a parte de la cabecera municipal homónima en 48 localidades, entre las que destacan La Regina, Colonia Esperanza, Colonia San José y Hacienda Humboldt (INEGI, 2010). El clima es muy seco semicálido (BWh) con una temperatura máxima de 41.7 °C y una mínima de -14.1 °C, su temperatura media anual es de 18.3 °C. Las precipitaciones promedio anuales son de 200 a 300 mm, el potencial de evaporación es de 1,765.5 mm anuales y cuenta con un período vegetativo medio de 243 días msnm (CONAGUA, 2015).

Recolección y Aclimatación de Plantas

La recolección de ejemplares de *E. macrostachya* se realizó en abril y junio de 2016, en la acequia de un balneario de aguas termales en la localidad de San Diego de Alcalá, Aldama (coordenadas UTM 3161888.2 latitud norte, 446245.2 longitud oeste), a 54 km al sureste de la ciudad de Chihuahua y 44 km de la cabecera municipal de Julimes por camino parcialmente pavimentado. El sitio seleccionado se retomó del proyecto precedente de plantas con

potencial de fitorremediación (Núñez *et al.*, 2007). Para la selección de ejemplares se consideró una altura de entre 30 y 40 cm.

La técnica de excavación consistió en penetrar aproximadamente 40 cm en el sedimento la pala curva a 10 cm de la base, para no dañar el sistema radicular. Una vez extraídas, las plantas se colocaron con sedimento en contenedores de polipropileno de alta densidad con capacidad de 125 L, los cuales se llenaron con agua corriente del sitio donde se extrajeron.

Las plantas recolectadas se llevaron al Campo Experimental La Campana-INIFAP (Aldama, Chih.), en donde fueron lavadas con agua para retirar impurezas de la base de la raíz. Posteriormente se llenaron bolsas maceteras de plástico calibre 700 con una cama de 15 cm de arena de río, antes de colocar las plantas y fueron rellenas con 15 cm de una mezcla de la misma arena y fertilizante nitrogenado. Se dejó un espacio para mantener una lámina de agua. Inmediatamente se regaron y se colocaron en un vivero abierto con malla sombra (50%). Los riegos sucesivos se realizaron diariamente de una conexión de agua potable en la cual no se detectó As.

Descripción del Sistema de Humedales de Tratamiento

Para dimensionar el humedal de tratamiento se promedió el volumen de agua de rechazo de la planta de ósmosis inversa a tratar durante una semana (09 al 17 de marzo de 2016). El valor obtenido se utilizó en la metodología de Reed (Ecuación 1) utilizada por Alasino y colaboradores (2015).

$$\text{Ecuación 1.- } t = \frac{LWhe}{Q}$$

Donde,

t= tiempo de retención hidráulico (THR)

L= longitud de la celda

W= ancho de la celda

h= profundidad de la celda

ϵ = porosidad del medio granular

Q= volumen o caudal.

Para esto, se despejó LW que corresponde al área superficial A_s (Ecuación 2), utilizando TRH=2 días (Valles-Aragón *et al.*, 2013) y h=0.7 m, el cual corresponde al doble de prototipo a escala laboratorio.

$$\text{Ecuación 2.- } LW = A_s = \frac{Qt}{h\epsilon}$$

Cabe mencionar que el área proyectada rebasó las dimensiones del lugar destinado a la instalación, por lo cual se dividió el caudal Q por la mitad para tener 2 celdas en paralelo. La relación longitud/ancho LW se estableció en 3:1 (Alasino *et al.*, 2015); entonces se despejó ancho W (Ecuación 3) para obtener longitud L (Ecuación 4).

$$\text{Ecuación 3.- } W = \frac{\sqrt{A_s}}{3}$$

$$\text{Ecuación 4.- } L = 3W$$

Las medidas de las celdas se indican en la Figura 7. Cada celda se fabricó de madera conglomerada con recubrimiento interno de fibra de vidrio montadas en acero inoxidable, con puntos de muestreo, entrada y salida en

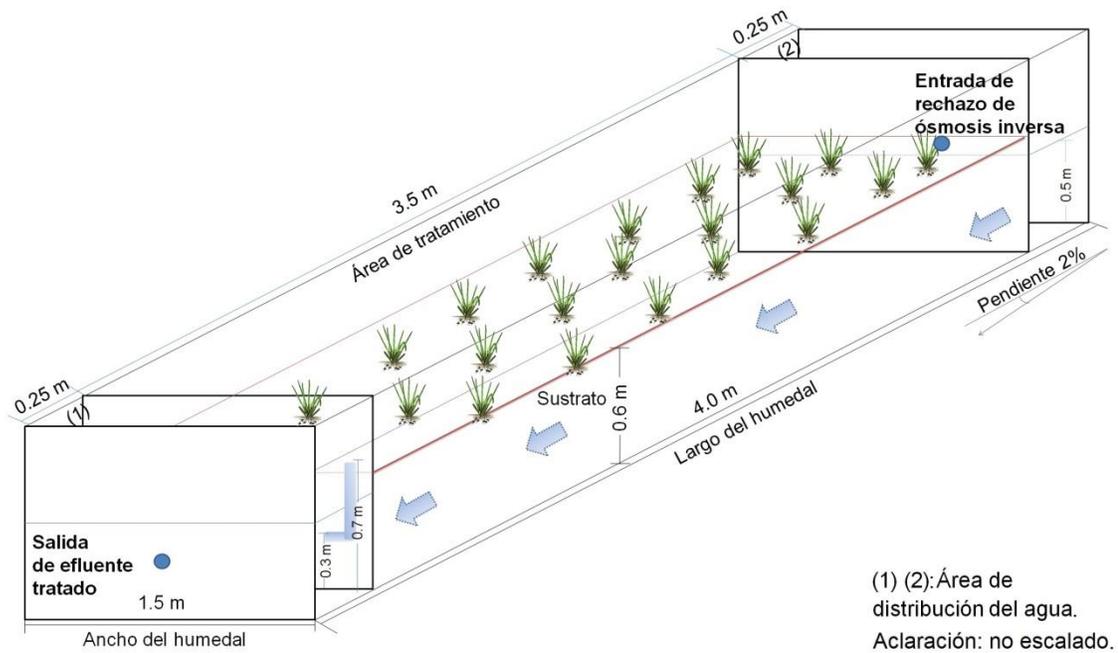


Figura 7.-Esquema con las dimensiones de diseño para cada celda del sistema de humedales de tratamiento.

las cuales se utilizó PVC rígido de 2" con llaves de paso manual, mientras que en la salida del área de tratamiento se utilizó PVC flexible. La instalación de los humedales se realizó con una pendiente de 2% hacia la salida.

A la entrada de los humedales se colocó un medidor de flujo ultrasónico EKKO modelo FlowIQ 2102[®] para registrar el caudal a tratar y se conectó la línea de alimentación con Tuboplus[®] de 1/2" desde el tinaco de almacenamiento del agua de rechazo. Así mismo, el agua de salida de cada celda fue conducido por gravedad a través de tubos de PVC de 1/2" hacia dos filtros antes de entrar a las bombas de agua Munich[®] modelo BA-1208HD de 1/2" HP, las cuales funcionaban con un sistema de automatización que dosificaba la muestra diaria compuesta. Los efluentes tratados se almacenaban en una cisterna Rotoplas[®] de 700 L con sensores de nivel o flotador eléctrico Pedrollo[®] modelo Flonht3 para el vaciado mediante el encendido y apagado automático de otra bomba de agua de 1/2 HP. Se instaló un segundo medidor de flujo ultrasónico para registrar el efluente enviado a reutilización en áreas verdes y huerta escolar por tubería de PVC de 1/2".

Con el fin de proteger el equipo eléctrico y resguardo del área de trabajo por variaciones drásticas de temperatura, se construyó un invernadero soportado con perfiles de PTR calibre 9 (2 x 2) en para cubrir una superficie de 10 m de longitud y 5 m de ancho con cubierta de plástico agrícola verde (con factor de reducción de radiación solar del 15%) en pared y techo, éste último con recubierta de malla sombra monofilamento 50%.

Las dos celdas (H1 y H2) se llenaron con una cama de 15 cm de grava y también en los 25 cm inmediatos a las zonas de distribución (columna de 60 cm

de profundidad). Se agregaron 20 cm de lecho de sustrato antes de plantar los ejemplares y posteriormente se agregó el resto del sustrato hasta alcanzar 60 cm de altura. Para la aireación del sustrato se colocaron 3 tubos de PVC de 1" de 120 cm con orificios, en la parte central a través de lo largo de la celda a 1 m de distancia entre ellos y 30 cm dentro del sustrato.

La arena utilizada como sustrato se caracterizó tipo media, según el método granulométrico de tamizado llevado a cabo con la norma ASTM C136/C136M-05 (Método de ensayo normalizado para la determinación granulométrica de agregados finos y gruesos) en el Laboratorio de Investigación Metalúrgica del Servicio Geológico Mexicano.

Diseño Experimental

El humedal de tratamiento tuvo un diseño de tipo subsuperficial de flujo horizontal, que consistió en dos celdas (H1 y H2) colocadas en paralelo. Los ejemplares de *E. macrostachya* se sembraron con una densidad de $\approx 4 \text{ m}^2$ a una distancia entre cada de 0.5 m.

El muestreo consistía en 1 punto a la entrada del sistema (control), 1 puntos a la salida de cada celda a lo largo de cada celda (Olmos-Márquez *et al.*, 2012; Valles-Aragón *et al.*, 2013).

Monitoreo y Métodos Analíticos

La experimentación se realizó 1 vez por semana de Marzo a Julio de 2017. El procedimiento para la determinación de As total de afluente y efluentes consistió en tomar una muestra de 0.5 L en frascos de polipropileno de acuerdo a la norma NMX-AA-003-2008. El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Química Analítica del Servicio Geológico Mexicano, con espectrómetro de

masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) marca Perkin Elmer modelo ELAN 6100®, con apego a NMX-AA-131/1-SCFI-2008.

A las muestras semanales de la entrada y salida de ambos humedales se les efectuó la medición potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T) de una muestra única sin repeticiones con el equipo portátil multiparámetros marca Thermo Fisher modelo Orion A325 ® (Figura 3 del Apéndice).

El cálculo de remoción se obtiene con la Ecuación 5, como indica Tejeda-González (2010).

$$\text{Ecuación 5.- } \%Mrem = 100 - \left(\frac{Mi * 100}{M0} \right)$$

Análisis Estadístico

Se corroboró la normalidad de los datos con las pruebas Shapiro-Wilk y D'Agostino-Pearson con XLSTAT 2018 ® para EXCEL. Se analizaron diferencias de entrada y salida del proceso para evaluar el proceso de remoción de As mediante Prueba de T de Student para muestras no independientes (pareadas) y para medir diferencias entre humedales se utilizó la Prueba de T de Student para muestras independientes con varianzas iguales. Se analizó la interdependencia entre pares de variables relacionadas con la calidad del agua a través del Análisis de Correlación, para lo que se utilizaron los procedimientos FREQ y CORR del paquete SAS 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diseño del humedal tuvo un caudal de $1.451 \pm 0.29 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ y concentración de entrada de As de $139 \pm 8 \mu\text{g L}^{-1}$.

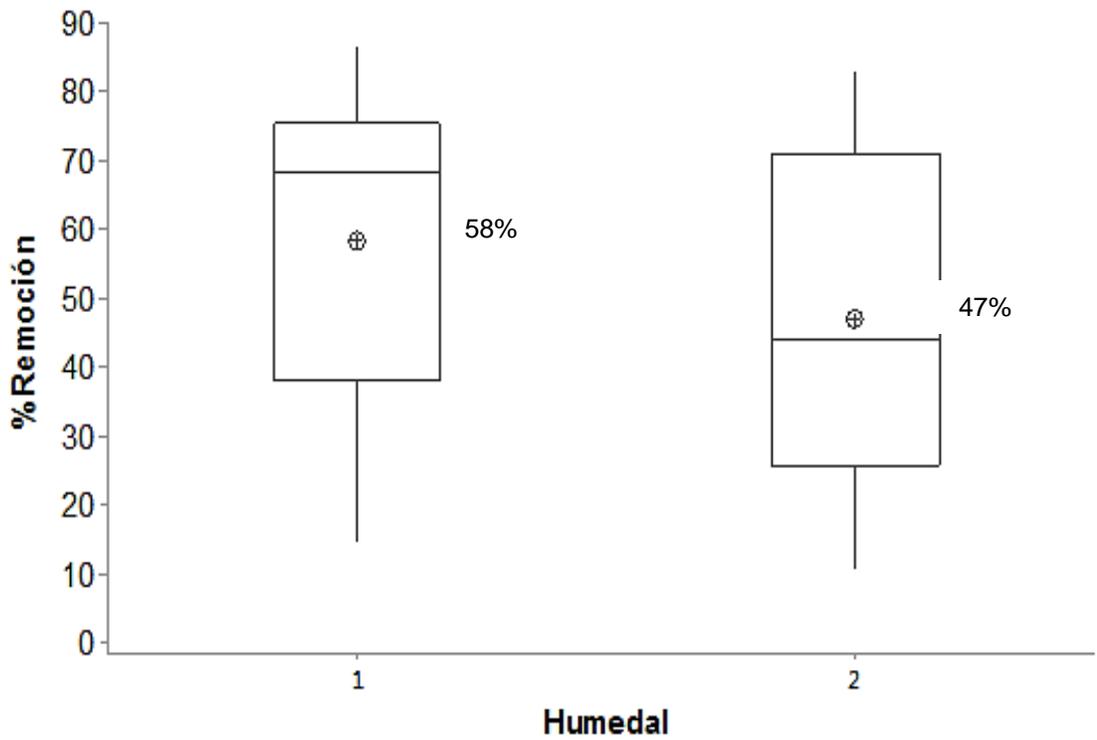
La concentración de As en el efluente tratado por los humedales fue en promedio $91.5 \pm 51 \mu\text{g L}^{-1}$, con evidencia de remoción estadísticamente significativa ($P < 0.0001$). La celda H1 tuvo una concentración promedio de $90 \pm 54 \mu\text{g L}^{-1}$, o eficiencia de $58.55 \pm 14.5\%$ y la celda H2 $108.5 \pm 66 \mu\text{g L}^{-1}$ o $47.05 \pm 10.9\%$ de retención de As (Gráfica 1); aunque no se encontró evidencia estadística significativa para suponer diferencia entre las celdas ($P > 0.07$).

La concentración de As en el efluente tratado por los humedales fue menor al límite máximo permisible establecido en NOM-001-SEMARNAT-1996 (CONAGUA, 2014) para calidad de agua residual destinada a riego agrícola ($200 \mu\text{g L}^{-1}$), pero rebasó una tercera parte del monitoreo el umbral para uso público ($100 \mu\text{g L}^{-1}$), lo cual se puede comparar en la Gráfica 2.

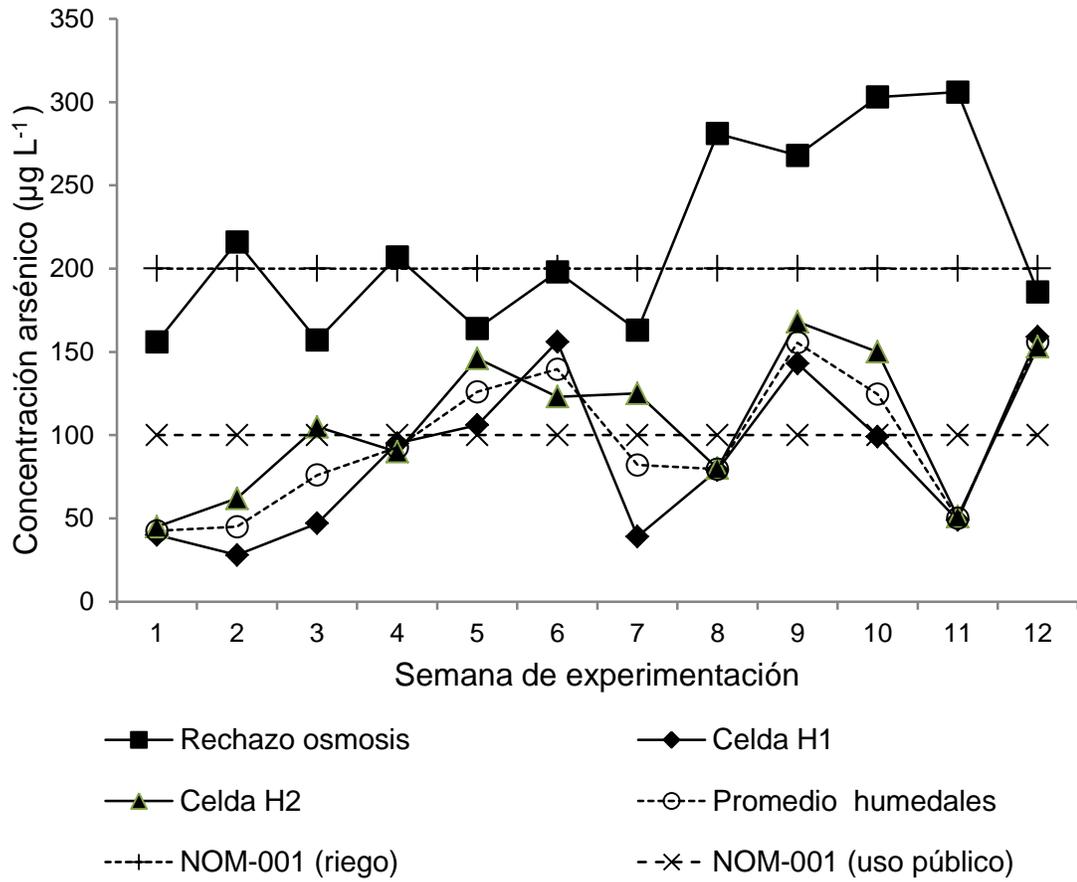
En el Cuadro 5 se muestran los promedios de pH, CE y T obtenido a un intervalo de confianza de 95%.

La conductividad eléctrica tuvo un margen entre 3.2 y 3.9 mS cm^{-1} , donde ambas celdas de tratamiento tuvieron mediciones superiores al valor de entrada, lo cual implica el aporte de iones desde el material del sustrato de los humedales y el efluente tratado se consideró de baja idoneidad para riego (Zamora, 2009). Este aumento respecto al afluente también es reportado en un prototipo de humedal con arena (Aragón *et al.*, 2015).

Gráfica 1.-Diagrama de caja del porcentaje de remoción de As en rechazo de ósmosis inversa por humedal de tratamiento con sustrato de arena



Gráfica 2.-Concentración de As en rechazo de ósmosis inversa y salida de los humedales de tratamiento en comparación a la norma de calidad de agua



El comportamiento de CE es importante porque también afecta la solubilidad del CO_2 (Massol, 2004), tanto como la temperatura puede afectar el oxígeno disuelto.

La temperatura de entrada del agua fue de 33 °C. A través de la circulación por los humedales, la temperatura descendió a 28.2 °C en la celda H1 y 27.5 °C en la celda H2.

El pH tuvo un rango de neutro-ligeramente básico, la cual es una condición donde prevalece la forma iónica HCO_3^- del dióxido de carbono, que a su vez favorece la fotosíntesis; pero la alta tasa de ésta misma puede disminuir los protones (H^+) y aumentar el pH que precipita sales de bicarbonatos (Massol, 2004). Es por ello que el pH llega a interferir en la remoción de As y cualquier otro contaminantes dentro de los humedales de tratamiento, al cambiar desde la capacidad de sorción del sustrato (Li *et al.*, 2014) hasta inhibir procesos microbianos (Meng *et al.*, 2014). Por otro lado, en condiciones de pH neutro y alcalino, así como en condiciones reducidas (anóxicas), es mayor el porcentaje de especies de arsenito en el agua (Montoya Rangel *et al.*, 2015).

Cuadro 5.-Promedio de los parámetros físico-químicos para rechazo de ósmosis inversa al inicio y después de humedales de tratamiento

	Parámetros		
	CE (mS cm ⁻¹)	pH	T (°C)
Afluente	3.22 ± 0.95	7.67 ± 0.28	33.98 ± 3.48
Efluente H1	3.21 ± 1.04	7.77 ± 0.15	31.25 ± 3.80
Efluente H2	4.46 ± 3.83	7.81 ± 0.27	30.92 ± 4.31

La disminución de concentración de As (diferencia de entrada menos salida) tuvo correlación lineal con la conductividad eléctrica inicial de 0.75 ($P < 0.001$) y con la temperatura inicial del agua de 0.51 ($P < 0.005$).

A nivel laboratorio para agua sintética, *Eleocharis macrostachya* ha alcanzado remoción de As de ~90% en arena (Olmos *et al.*, 2012) y 96% en grava (Cisneros *et al.*, 2018). Con rechazo de osmosis inversa, se ha reportado remoción de As de 52% para *Lemna minor* con grava (Corroto *et al.*, 2012), ~50% por *Cyperus haspan* y 80% para *J. effusus* en sustrato de grava y laterita (Corroto *et al.*, 2018). Se observa entonces, que la experimentación con agua sintética muestra el potencial de los materiales localmente disponibles, que son la arena y la planta que tolera altas concentraciones de As, pero que las cargas iónicas y el pH del agua de rechazo real disminuye la capacidad de adsorción de los materiales.

Es importante mencionar que la inmovilización de As^{+5} por adsorción o coprecipitación requiere la oxidación de As^{+3} a As^{+5} en la rizosfera. Mientras en condiciones reducidas (fondo de los humedales), la sulfatorreducción produce la coprecipitación de formas insolubles de As (Marchand *et al.*, 2010), de ahí la importancia de encontrar un material de soporte que tenga capacidad de intercambio iónico para evitar la saturación de los poros por el material precipitado.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La eficiencia de remoción de As en el sistema de humedales de tratamiento con sustrato de arena y una plantación monocultivo de la especie *Eleocharis macrostachya* fue significativa con promedio superior al 50%. La remoción fue mayor en la celda H2 (con menor variabilidad que la celda H1). Por otra parte, tampoco los parámetros fisicoquímicos asociados, no mostraron interacción por efecto de la profundidad y distancia respecto en el sistema de tratamiento.

El pH del agua tuvo valores promedio ligeramente alcalinos cercanos a la neutralidad, tanto en el afluente como en el efluente tratado. Debe someterse a aireación para ingresar a tratamiento en los humedales, con lo cual se oxidarán la mayor proporción de especies de arsenito. Mientras que en el efluente se debe vigilar que sea un pH adecuado para el uso al que se destinará.

La conductividad eléctrica del efluente tratado tuvo incremento respecto al rechazo de la osmosis inversa ingresado, por el lavado al cual es sometido el sustrato. Es así que debe considerar el uso final del agua en una opción diferente a la dada por la telesecundaria, que fue el riego; o bien, probar un material adsorbente de apoyo para control de la salinidad.

Los humedales de tratamiento son potencialmente una solución tecnológica para el vertido de efluentes como el rechazo de osmosis inversa en comunidades rurales dispersas en el estado de Chihuahua.

LITERATURA CITADA

- Alasino, N., F. Nadal, L. Primo, P. Bollo y N. Larrosa. 2015. Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3): 93-104.
- Aragón Calderón, R.A., A.V. Parra Collazos y M.A. Peña Torres. 2015. Evaluación preliminar del funcionamiento de un sistema prototipo de humedales artificiales empleando *Heliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus* para el tratamiento de aguas residuales. *Agroecol. Cienc. Tecnol.*, 3(1): 7-12.
- Cisneros-Almazán, R., G.A. Soto-Alonso, N.C. Sánchez-Martínez, E. García-Chávez, M. Loredó-Tovías y L.A. Bernal-Jácome. 2018. Fitorremediación de agua contaminada con arsénico y flúor utilizando *Eleocharis macrostachya* en prototipos de humedales con dos sustratos. En memorias de IV Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad de Agua. Lima, Perú.
- CONAGUA. 2014. Normas Oficiales Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 NOM-002-SEMARNAT-1996 NOM-003-SEMARNAT-1997. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México. México.
- Corroto, C., A. Pérez-Carrera, E. Calderón y A. Fernández-Cirelli. 2012. Alternativas de remoción de arsénico en aguas de rechazo de plantas de osmosis inversa. En: 1er Encuentro de investigadores en formación de recursos hídricos. Instituto Nacional del Agua. Ezeiza, Bs. As. Argentina.
- Corroto, C., A. Iriel, E. Calderón, A. Fernández-Cirelli y A. Pérez-Carrera. 2018. Humedales construidos utilizados para la remoción de arsénico del agua. En memorias de IV Conferencia Panamericana de Sistemas Humedales. Lima, Perú.
- Hamadeh, A.F., S.K. Sharma y G. Amy. 2014. Comparative assessment of managed aquifer recharge versus constructed wetlands in managing chemical and microbial risks during wastewater reuse: a review. *Water Reuse and Desalination*, 4(1):1-8.
- Kadlec, R. H. y S.D. Wallace. 2009. *Treatment wetlands*. CRC Press Boca Raton, U.S.A.
- Li, Y., G. Zhu, W. Jern-Ng y S. Keat-Tan. 2014. A Review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Sci Total Environ*, 468-469: 908-932.
- Marchand, L., M. Mench, D.L. Jacob y M.L. Otte. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Env Pol* 158: 3447-3461.

- Massol, A.A. 2004. Manual de ecología microbiana. Apuntes de la material de Ecología Microbiana. Departamento de Biología, Universidad of Puerto Rico. Mayagüe, Puerto Rico. En www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-conductividad.pdf Consultado 13 de junio 2018.
- Mayes, W.M., L.C. Batty, P.L. Younger, A.P. Jarvis, M. Kõiv, C. Vohla y U. Mander. 2008. Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Sci Tot Env*, 407(2009):3944–3957.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. 2014. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvements measures. *Biores Technol*, 157:316-326.
- Montoya Rangel, E.A., L.E. Montañez Hernández, M.P. Luévanos Escareño y N. Nagamani. 2015. Impact of arsenic on the environment and its microbial transformation. *Terra Latinoamericana*, 33(2):103-118.
- Olmos-Márquez, M.A., M.T. Alarcón-Herrera y I.R. Martín-Domínguez. 2012. Performance of *Eleocharis macrostachya* and its importance for arsenic retention in constructed wetlands *Environ Sci Pollut Res*, 19(2012): 763-771.
- Tejeda-González, J.C. 2010. Diseño de un humedal para la remoción de Cd, As y Cr con plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Tesis de maestría. Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- Shelef, O., A. Gross y S. Rachmilevitch. 2012. The use of *Bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Research*, 46(13): 3967-3976.
- Rusydi. A.F. 2017. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 118
- Valles-Aragón, M.C., M.A. Olmos-Marquez, E. Llorens y M.T. Alarcon-Herrera. 2013. Redox potential and ph behavior effect on arsenic removal from water in a constructed wetland mesocosm. *Environ Prog Sustain Energy*, 33(4): 1332-1339.
- Weis, J.S. y P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Int*, 30(2004)685– 700.
- Wu, H., J. Zhang, H.H. Ngo, W. Guo, Z. Hu, S. Liang, J. Fan y H. Liu. 2015. Review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresour. Technol.* 175:594:601.
- Xu, P., M. Capito y T.Y. Cath. 2013. Selective removal of arsenic and monovalent ions from brackish water reverse osmosis concentrate. *J Hazard mater*, 260:885-891.

Zamora R., J. 2009. Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, ph, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela. Pensamiento Actual, 9:125 – 134.

**ESTUDIO II. REMOCIÓN DE ARSÉNICO POR ARENA Y ZEOLITA EN
HUMEDALES DE TRATAMIENTO CON DOS PLANTAS EMERGENTES:
ESTUDIO DE CASO 2**

RESUMEN

COMPARACIÓN DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN ARENA Y ZEOLITA COMO SUSTRATOS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO CON DOS PLANTAS EMERGENTES

POR:

I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Maestría en Ecología y Medio Ambiente

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Mario Alberto Olmos Márquez

En los humedales de tratamiento con agua de tipo salobre, se han utilizado ampliamente la arena y grava como sustratos y recientemente puesto a prueba la zeolita y otros materiales adsorbentes. Por otra parte, las plantas utilizadas en humedales de flujo subsuperficial generalmente son de tipo emergentes. Para el presente estudio se utilizó un sistema de humedales de tratamiento en paralelo, con dos celdas plantados con especies ciperáceas tolerantes a arsénico y salinidad, para evaluar el efecto de remoción de los sustratos arena riolítica y zeolita clinoptilolita. La eficiencia de remoción de As tuvo un máximo de aproximadamente 71% para la zeolita y 60.0% para la arena; sin embargo, estadísticamente no existe efecto de sustrato ($P>0.05$). Se analizaron las correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos en función de la distancia recorrida a través del humedal y de la profundidad, no se observó una tendencia de comportamiento distinto entre los sustratos arena y zeolita

($P > 0.07$). La utilización de zeolita como medio de soporte para humedales de tratamiento del agua de rechazo no presentó ventajas sobre la arena, material de mayor acceso, todavía que presentó mayor variabilidad en el comportamiento de remoción de As y tampoco afectó el pH ni la conductividad eléctrica de manera significativa, motivo por el cual el agua presentaba salinidad que limitó el uso en riego. Se sugiere que continúe la transferencia de tecnología para la recuperación de agua mediante el tratamiento de rechazos de ósmosis inversa.

ABSTRACT

COMPARISON OF ARSENIC REMOVAL ON SAND AND ZEOLITE AS SUBSTRATES IN TREATMENT WETLANDS WITH TWO EMERGENT PLANTS

BY:

CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

In treatment wetlands for brackish water, sand and gravel has been used widely as substrates, so recently zeolite and other adsorbent materials are been tested. On the other hand, plants used in subsurface flow wetlands are generally of emergent type. For the present study, a system of treatment wetlands was used in parallel, with two cells planted with Cyperaceae species tolerant to arsenic and salinity, to evaluate the effect of removal of the substrates sand rhyolitic and zeolite clinoptilolite. The removal efficiency of as had a maximum of approximately 71% for zeolite and 60.0% for sand; However, statistically there is no substrate effect ($P > 0.05$). The use of zeolite as support medium in treatment wetlands for reject water did not present advantages over the water, more accessible material, which still had greater variability in the removal behavior of as and nor affected the pH nor the electrical conductivity of significant way, reason for which the water presented that limited the use in irrigation. It is suggested that the transfer of technology for water recovery continue through the treatment of reverse osmosis rejects.

INTRODUCCIÓN

La operación de los humedales de tratamiento depende de diversos factores, como la selección de plantas y sustratos, el diseño hidráulico, modo de operación, tasa de carga del contaminante; posiblemente encontrar el sustrato y las plantas adecuadas son los factores más críticos (Wu *et al.*, 2015). En investigaciones con agua salobre o rechazo de ósmosis inversa, se han probado humedales de flujo subsuperficial de flujo vertical, horizontal y combinación de ambos (ASU, 2012; Chakraborti *et al.*, 2015); en los cuales, se utilizaron grava y arena. En la búsqueda de materiales con mayor capacidad de sorción y afinidad del As se ha probado suelo latérico (Corroto *et al.*, 2018) y zeolita (Cisneros *et al.*, 2018).

Las zeolitas naturales son aluminosilicatos hidratados cristalinos con poros ocupados por agua y cationes alcalinos/alcalinotérreos. Debido a su alta capacidad de intercambio catiónico, así como por ser un recurso abundante y de bajo costo, las zeolitas es un material adsorbente útil en procesos de tratamiento de agua (Wang y Peng, 2010).

Las plantas más comúnmente reportadas en humedales de flujo subsuperficial pertenecen a las familias Cyperaceae (*Schenoplectus spp.* y *Cyperus spp.*), Typhaceae (*Typha spp.*) y Poaceae (*Phragmite ssp.*), es decir especies emergentes (Morales *et al.*, 2013).

El objetivo del siguiente estudio fue comparar la utilización de arena y zeolita como sustratos en humedales de tratamiento, en los cuales se colocó un cultivo de dos especies de plantas emergentes para la remoción de As del rechazo de ósmosis inversa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la experimentación se utilizaron los humedales de tratamiento previamente fabricados para el rechazo de la planta osmosis inversa #203, instalados en la Escuela Telesecundaria Estatal No.6021 de Julimes, Chih.

Características Botánicas y Ecológicas de Especies

E. macrostachya (creeping spikerush en inglés, sin nombre conocido en español) (Figura 4 del Apéndice) es una especie perenne monocotiledónea de la familia Cyperaceae, con características graminoides (grasslike). Su tallo es suave y firme, hueco de color verde brillante y crece de 30 cm a <1 m, mientras las hojas basales son como vainas de color paja, que tiende a conformar un cuerpo agrupado denso. La parte superior de cada tallo está ocupado por una estrecha espiga cilíndrica de 1 o 2 cm de largo que conduce a flores de color púrpura-pardo que se observa en el verano (mayo a agosto). El fruto es un aquenio de 1-2 mm de longitud de color amarillo o café claro con un tubérculo en forma de cono. Otra característica son los rizomas delgados con entrenudos largos, rastreros, poco ramificados a menudo más o menos rectos. Se reproduce vegetativamente a partir de rizomas y por semilla (DiTomasso y Healy, 2002). Se encuentra ampliamente distribuida en América del Norte hasta los 2500 msnm, y tiene una preferencia por hábitats de agua dulce a salada (DiTomasso y Healy, 2002), pero también común en zonas pantanosas, cunetas y en zonas de inundación veraniega (Gosejohan *et al.*, 2016). Otros estudios ecológicos han encontrado a *E. macrostachya* en asociación con *Muhlenbergia asperifolia* como plantas dominantes donde el agua es somera y quieta (Cross,

1991). Se ha empleado en la restauración de humedales y prados húmedos (Fraser *et al.*, 2001; Hammersmark *et al.*, 2010).

También de la familia Cyperaceae, *S. americanus* (three square bulrush o american bulrush en inglés, junco o totora en español) (Figura 5 del Apéndice) es una planta perenne frecuente en los humedales (Uchytíl, 1992). Los tallos erguidos rígidos, lisos de hasta 1.5 m con forma de 3 ángulos con lados cóncavos y se desarrollan en forma de matas espesa, deja 2-4 cerca de la base de la planta y 1-3 son hojas más bajas que se reducen a las vainas. Posee un rizoma con o sin escamas, del cual se desprenden múltiples tallos verdes (Mohlenbrock, 2005). Las espiguillas son ovoides, usualmente de color marrón claro teñidas de púrpura, aquenios de 1.8 - 2.5 mm de largo color amarillo a café oscuro brillantes. La inflorescencia corresponde a un agregado pseudo-lateral que consiste en 2-15 espiguillas sésiles, se da en el período de junio a septiembre (Aponte Ubillús, 2009). Posee una distribución cosmopolita, estando presente en zonas templadas y cálidas de América, Crece en manantiales alcalinos y a veces en agua estancada (Mohlenbrock, 2005).

Algunos reportes de campo indican que la reproducción sexual por semilla requiere 18 meses o más antes de la germinación y permanecen latentes sumergidas en agua. El establecimiento de plántulas es por propagación de rizomas. *S. americanus* se emplea en programas de revegetación de marismas y otros ecosistemas de agua salobre (Uchytíl, 1992).

Recolección y Plantación de las Especies

Se realizó colecta en campo a principios de agosto de 2017, en la cual se tomaron ejemplares de *Eleocharis macrostachya* de 30 a 40 cm y

Schenoplectus americanus de más de 60cm de altura, en la población de San Diego de Alcalá (coordenadas UTM 3163211 latitud norte, 444562 longitud oeste) debido a la inaccesibilidad por la crecida del río Chuvíscar; con la finalidad de repoblamiento del humedal construido previamente instalado. Las plantas se trasladaron a Julimes el mismo día de la colecta en contenedores de 60 L y se lavaron con agua corriente para retirar impurezas y se procedió a plantar en los humedales.

Para la colocación del sustrato se complementó con 15 cm de grava en el fondo y los 45 cm restantes del sustrato de tratamiento; así como una columna de 25 cm de grava adyacente a las zonas de entrada y salida del agua.

Las primeras 3 semanas se consideraron como un proceso de aclimatación de las plantas a las condiciones de los humedales, por lo que no se tomaron en cuenta las mediciones durante este periodo.

Descripción de los Materiales

Los sustratos utilizados fueron arena de río, la cual se caracterizó como arena media, según el método granulométrico de tamizado llevado a cabo con la norma ASTM C136/C136M-05 realizado por el Laboratorio de Investigación Metalúrgica del Servicio Geológico Mexicano y zeolita sin modificar proveniente de un yacimiento en el municipio de Aldama (propiedad de Termocasa, S.R.L. de C.V., localizado en coordenadas 3187268.6 latitud norte y 412097 longitud oeste) de tamaño de partícula heterogéneo (0.5 a 2”), caracterizado por análisis de difracción de rayos X (López-Aguilar *et al.*, 2016) como del tipo clinoptilolita cálcica $\text{Ca}_3\text{Al}_3(\text{Al},\text{Si})_2\text{Si}_{13}\text{O}_{36}\cdot 12\text{H}_2\text{O}$ con tosudita y calcita.

Las celdas del sistema de humedales se construyeron en fibra de vidrio, cada una con dimensiones de 4 m de largo x 1.5 m de ancho x 1 m de profundidad llenado a 0.6 m de sustrato.

Diseño Experimental

La experimentación comprendió de Agosto a Noviembre de 2017. La concentración promedio de As en el rechazo de ósmosis inversa fue de 266 $\mu\text{g L}^{-1}$ y un gasto promedio de 1500 L d^{-1} . El humedal de tratamiento utilizó un diseño subsuperficial de flujo horizontal, con dos celdas establecidas en paralelo (H1 y H2), cada una corresponde a un tratamiento. En la celda H1 se utilizó como sustrato a zeolita clinoptilolita y en la celda H2 se empleó arena de río. La disposición de las plantas consistió en colocar en H1 y H2, 9 ejemplares de *S. americanus* (3 filas a lo largo por 3 columnas a lo ancho) y 12 ejemplares de *E. macrostachya* (4 filas a lo largo por 3 columnas a lo ancho) para tener una densidad de 4 plantas m^2 (Figura 6 del Apéndice).

Los puntos de muestreo (Figura 8) para el agua de rechazo en tratamiento fueron los siguientes: 1 a la entrada del sistema, 2 a la salida de cada celda y 6 a través de cada celda dispuestos a 2 profundidades (0.2 y 0.5 m) y 3 distancias en la parte inicial (0.8 m), media (1.7 m) y final (2.6 m) del área de tratamiento (Olmos-Márquez *et al.*, 2012; Valles-Aragón *et al.*, 2014).

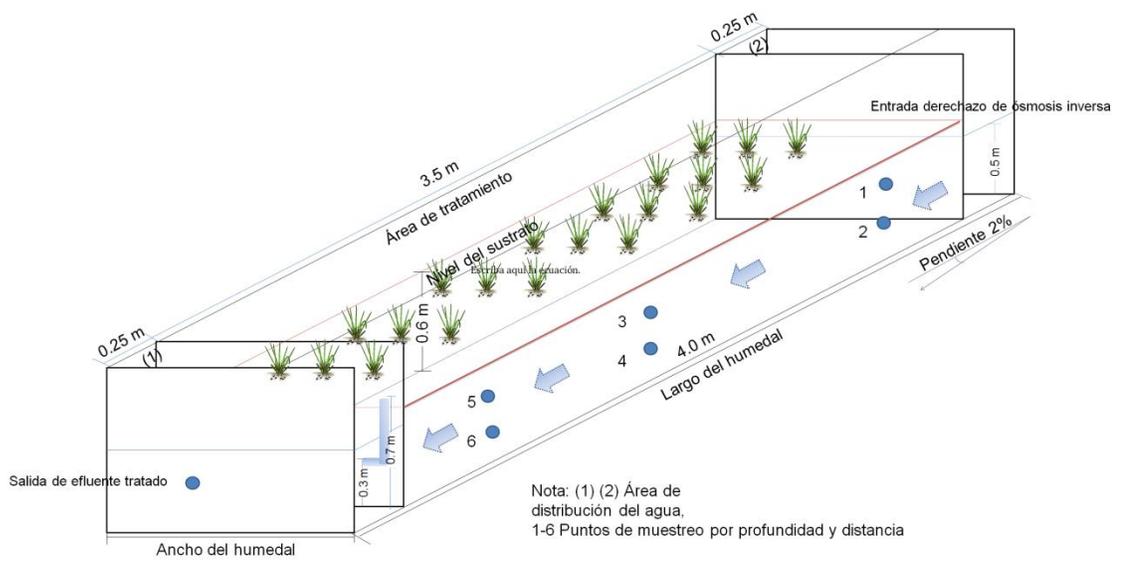


Figura 8.-Ubicación de los puntos de muestreo en cada celda de los humedales de tratamiento.

Parámetros de Monitoreo y Métodos Analíticos

El monitoreo del agua se realizó de manera semanal en el afluente y efluentes de H1 y H2 y en 6 puntos de muestreo, el cual consistió en la medición de parámetros fisicoquímicos potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T en °C) con el equipo portátil multiparámetros marca Thermo Fisher modelo Orion A325[®]; además de determinación de As total en afluente y efluentes por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) con el equipo marca Perkin Elmer modelo ELAN 6100[®] del Laboratorio de Química Analítica del Servicio Geológico Mexicano.

El cálculo de remoción se obtiene con la Ecuación 5, como indica Tejeda-González (2010).

$$\text{Ecuación 5.- } \%Mrem = 100 - \left(\frac{Mi * 100}{Mo} \right)$$

Análisis Estadístico

La normalidad de los datos se analizó con las pruebas Shapiro-Wilk y D'Agostino Pearson con el complemento XLSTAT 2018[®] del paquete EXCEL. Para conocer diferencias entre concentraciones del afluente y el efluente tratado se utilizó Prueba de T de Student para muestras no independientes. Mientras que se analizó el efecto de los factor sustrato sobre la variable respuesta (remoción) mediante Prueba de T de Student para muestras independientes con varianzas iguales. Se utilizó el procedimiento FREQ y CORR de SAS 9.0[®] para el comportamiento de parámetros fisicoquímicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

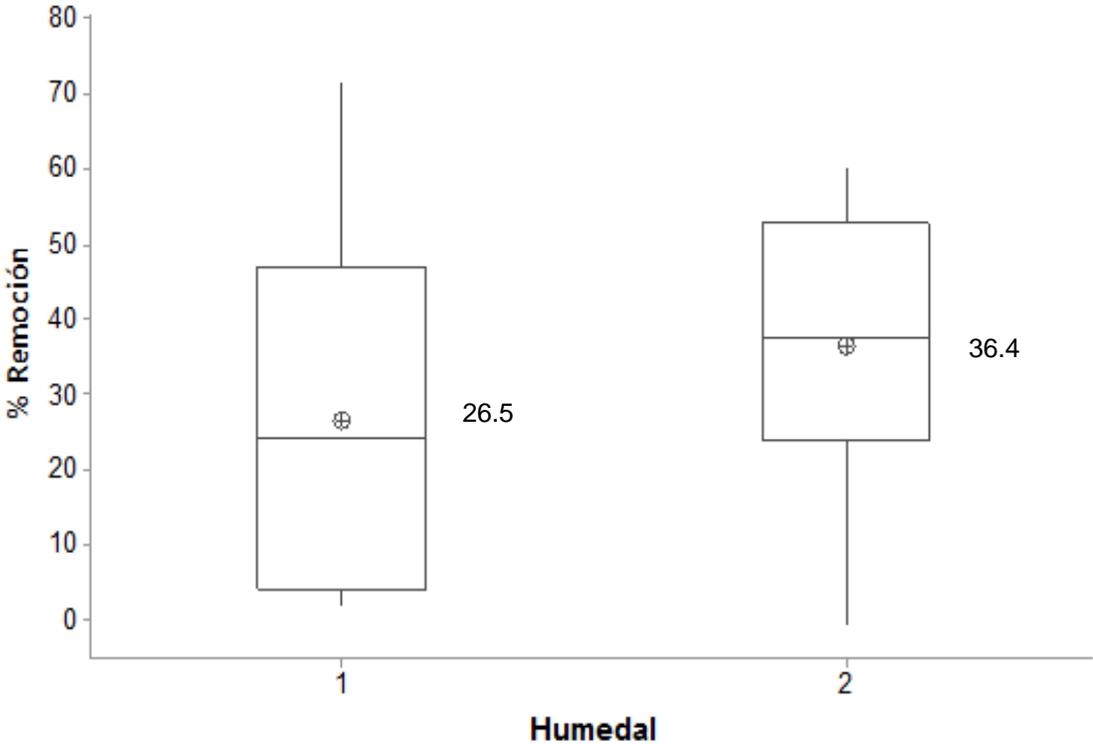
El tratamiento de agua de rechazo bajo el efecto de los tratamientos tuvo una reducción de concentración de As estadísticamente significativa ($P < 0.01$); donde la remoción media en la celda con zeolita fue 26.47 % (máximo de 71.23 %) y la arena en la celda H2 promedió 36.37 % (máximo de 60.0 %) (Gráfica 3). Pero la prueba T para dos muestras suponiendo varianzas iguales indica que no hay evidencia significativa para afirmar que existe efecto de sustrato ($P > 0.05$).

La concentración de As del rechazo tratado fue $194.5 \pm 60.35 \mu\text{g L}^{-1}$ en la celda H1 y $168.71 \pm 47.29 \mu\text{g L}^{-1}$ en la celda H2 (Gráfica 4). La arena fue el sustrato que permitió cumplir con la normatividad para el uso del agua en riego (CONAGUA, 2014).

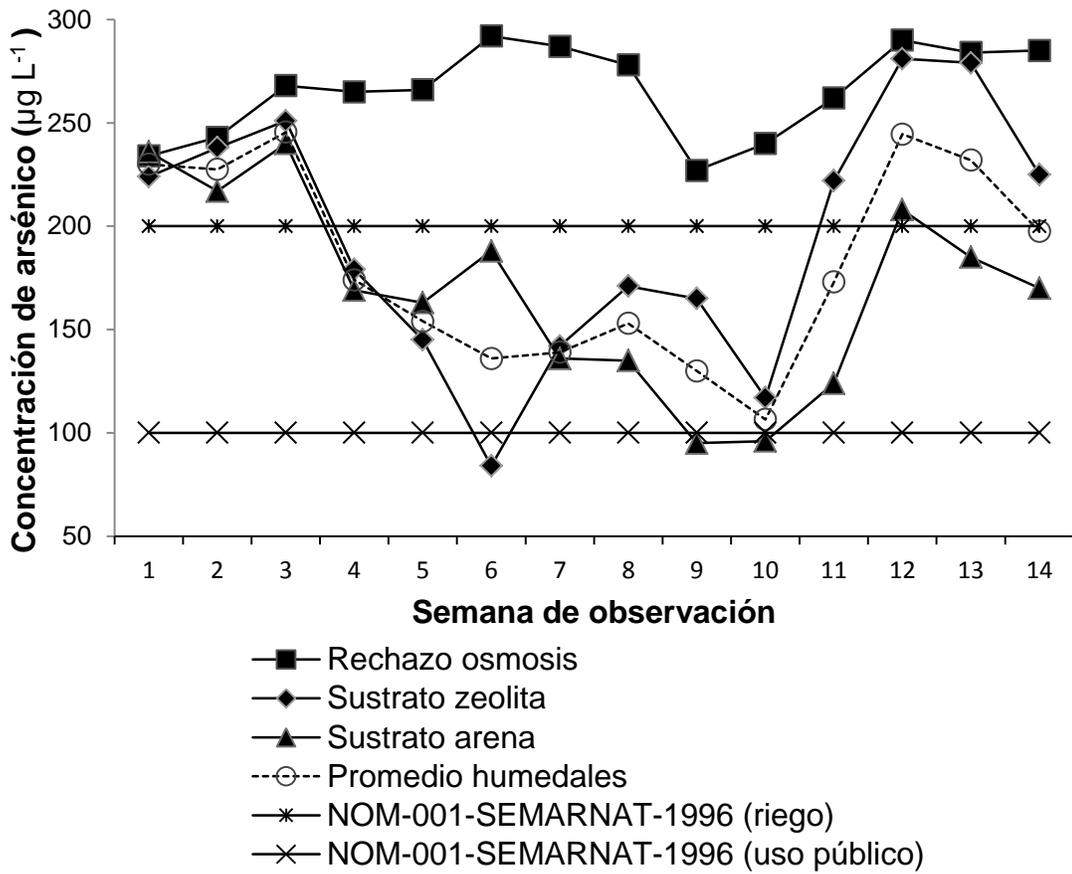
En el Cuadro 6 se indican los valores promedio de Aunque se observó un incremento nominal de los parámetros pH y conductividad eléctrica, la evidencia estadística indica diferencia no significativa por efecto de sustrato de humedal de tratamiento respecto a los valores de entrada del agua ($P > 0.1$ para zeolita y $P > 0.2$ para arena).

Según la profundidad tanto en el sustrato de zeolita como con la arena, el pH disminuyó en la zona 1 y la conductividad eléctrica (CE) aumentó en las zonas 1 y 2. A través de la distancia desde el inicio del humedal de tratamiento, para ambos sustratos también se observó la disminución del pH, así como incrementó de la conductividad eléctrica (CE), lo cual tiene concordancia con lo descrito por Olmos *et al.* (2012).

Gráfica 3.-Diagrama de caja del porcentaje de remoción de As por humedal de tratamiento



Gráfica 4.-Concentración de As inicial y final en humedales de tratamiento con sustratos diferentes en comparación a normas de calidad de agua



Cuadro 6.-Valores promedio de parámetros fisicoquímicos en humedales de tratamiento y comparación con el rechazo de ósmosis inversa

Parámetro	Punto de medición				
	Entrada	Salida H1	Diferencia porcentual	Salida H2	Diferencia porcentual
pH	7.65 ± 0.11	7.79 ± 0.29	1.8	7.72 ± 0.21	0.92
CE (Ms cm ⁻¹)	4.132 ± 2.03	3.953 ± 1.25	-4.4	4.516 ± 0.35	9.3
T (°C)	28.71 ± 6.10	24.42 ± 4.60	-14.94	24.35 ± 4.06	-15.18

Se analizaron las correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos en función de la distancia recorrida a través del humedal y de la profundidad, no se observó una tendencia de comportamiento distinto entre los sustratos arena y zeolita ($P > 0.07$).

La zeolita se caracteriza por promover el aumento del tiempo de retención hidráulica (Bruch *et al.*, 2011), lo que ayudaría en los mecanismos de remoción de contaminantes. Sin embargo, para la zeolita clinoptilolita, se ha reportado que la conductividad eléctrica del afluente en tratamiento puede llegar a incrementarse luego de un tiempo de contacto superior a 2 horas debido al intercambio iónico entre los iones liberados desde la estructura molecular y la solución salina (Kouli *et al.*, 2018).

En el entendimiento del componente biológico, es importante mencionar un estudio observó que *S. californicus* contribuyó a las condiciones reductivas en el sustrato (Dorman *et al.*, 2009), lo que favorecería la metilación de especies de arsenito presentes en el agua de rechazo de ósmosis. Lo anterior indica la utilización de las especies *Schoenoplectus* como plantas tolerantes a la salinidad, se adaptan mejor a humedales de tratamiento de arreglo vertical.

Por otro lado, se ha sugerido que las plantas jóvenes serían más eficientes para la fitoextracción (Silva Gonzaga *et al.*, 2007), lo cual puede explicar que la edad de las plantas utilizadas no era el óptimo para realizar la plantación del humedal de tratamiento.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La eficiencia para la remoción de As de la zeolita fue de 26.54% y de la arena fue de 44.45%.

La utilización de zeolita como medio de soporte para humedales de tratamiento para el efluente con pH básico y conductividad eléctrica superior a 3000 μS , no tuvo diferencia de remoción de As respecto a la arena; por lo cual no se considera técnicamente eficiente como opción para las características particulares del agua de rechazo, pero no se descarta la exhortación para otro tipo de efluentes.

De esta manera, el uso de arena como sustrato es la opción más económica para el establecimiento de humedales de tratamiento, todavía que presentó un porcentaje menos variable de remoción del contaminante en cuestión. Además, considerando que es un sistema piloto que permitió la recuperación de agua que se envió a riego de una huerta demostrativa (Figura 7 del Apéndice) en las instalaciones de la telesecundaria, es el sustrato económicamente viable.

Se recomienda a las instancias de investigación y transferencia de tecnología ahondar en la investigación de los materiales localmente disponibles para utilizarse en sustratos de sistemas de pre- o post-tratamiento de rechazos de ósmosis inversa y las condiciones óptimas de las especies para fitorremediación cuando se utilicen combinadas en los humedales de tratamiento, con el fin de incentivar la recuperación de agua.

LITERATURA CITADA

- Aponte Ubillús, H. 2009. El junco: clasificación, biología y gestión / Coastal rush (*Schoenoplectus americanus*): taxonomy, biology and management. *Científica*, 6(1):38-45.
- ASU. 2012. Constructed Wetlands for Brine Water Management - A case study of bullard regulating wetland (Goodyear, AZ). Global Institute of Sustainability. Arizona State University.
- Bruch, I., J. Fritsche, D. Bänninger, U. Alewell, M. Sendelov, H. Hürlimann, R. Hasselbach y C. Alewell. 2011. Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Biores Technol*, 102: 937-941.
- Chakraborti, R.K., J.S. Bays, T. Ng, L. Balderrama, y T. Kirsch. 2015. A pilot study of a subsurface-flow constructed wetland treating membrane concentrate produced from reclaimed water. *Water Sci Technol*, 72(2):260-268.
- CONAGUA. 2014. Normas Oficiales Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 NOM-002-SEMARNAT-1996 NOM-003-SEMARNAT-1997. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México. México.
- CONAGUA. 2015. Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero Meoqui-Delicias, estado de Chihuahua. *Diario Oficial de la Federación*. Ciudad de México, México.
- Corroto, C., A. Iriel, E. Calderón, A. Fernández-Cirelli y A. Pérez-Carrera. 2018. Humedales construidos utilizados para la remoción de arsénico del agua. En memorias de IV Conferencia Panamericana de Sistemas Humedales. Lima, Perú.
- Cross, A.F. 1991. Vegetation of two southeastern Arizona desert marshes. *Madroño* 28(3):185-1994.
- Dembitsky, V.M. y T. Řezanka. 2003. Natural occurrence of arsenic compounds in plants, lichens, fungi, algal species, and microorganisms. *Plant Sci* 165(2003):1177–1192.
- DiTomaso, J.M. y E.A. Healy. 2003. *Aquatic and Riparian Weeds of the West*. UCANR Publications. Oakland, CA.
- Dorman, L., J.W. Castle y J.H. Rodgers. 2009. Performance of a pilot-scale constructed wetland system for treating simulated ash basin water. *Chemosphere* 75:939-947.
- Fraser A. y K. Kindscher. 2001. Tree spade transplanting of *Spartina pectinata* (Link) and *Eleocharis macrostachya* (Britt) in a prairie wetland restoration site. *Aquatic Botany* 71(4):297-304.
- Goserjohan, M.C., P.J. Weisberg, K.C. Merriam. 2016. Hydrologic influences on plant community structure in vernal pools of northeastern California.

- Wetlands, 1-12. En <http://links.springer.com/article/10.100%2Fs13157-016-0863-3> consultado 10 noviembre 2017.
- Hammersmark, C.T., S.Z. Dobrowski, M.L. Rains y J.F. Mount. 2010. Simulated effects of stream restoration on the distribution of wet-meadow vegetation. *Restoration Ecology*, 18(6):882-893.
- INEGI. 2010. Principales resultados por localidad 2010 (ITER).
- Kouli, M.E., Angelo Ferraro, P. Tselou y E. Hristoforou. 2018. Desalination of Brackish Water/Seawater via Selective Separation. *Materials Science Forum*. 915:196-201. En <http://www.scientific.net/MSF.915.196> Consultado 29 Julio 2018.
- López Aguilar, H., E. Huerta Reynoso, J. Gómez, J.M. Olivarez-Ramírez, A. Duarte-Moller y A. Pérez-Hernández. 2016. Life cycle assessment of regional brick manufacture. *Materiales de Construcción*, 666(322).
- Mohlenbrock, R. H. 2005. *Cyperaceae sedges – Aquatic and standing water plants of the central midwest*. Southern Illinois University Press. Carbondale, IL.
- Núñez-Montoya, G.O., M.T. Alarcón-Herrera, A. Melgoza-Castillo, F.A. Rodríguez-Almeida y M.H. Royo-Márquez. 2007. Evaluación de tres especies nativas del desierto chihuahuense para uso en fitoremediación. *Terra Latinoamericana*, 25(1):35-41.
- Olmos-Márquez, M.A., M.T. Alarcón-Herrera y I.R. Martín-Domínguez. 2012. Performance of *Eleocharis macrostachya* and its importance for arsenic retention in constructed wetlands *Environ Sci Pollut Res*, 19(2012): 763-771.
- Silva Gonzaga, M.I., L.Q. Ma y J.A.G. Santos. 2007. Effects of plant age on arsenic hyperaccumulation by *Pteris vittata* L. *Water, Air, and Soil Pollution*. 186:289-295.
- Tejeda-González, J.C. 2010. Diseño de un humedal para la remoción de Cd, As y Cr con plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Tesis de maestría. Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- Uchytel, Ronald J. 1992. *Schoenoplectus americanus*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. En <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/schame/all.html> Consultado 19 de noviembre 2017.
- Valles-Aragón, M.C. y M.T. Alarcón-Herrera. 2014. Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus*. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 30(2):143-148.
- Wang, S. y Y. Peng. 2010. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chem Eng J*, 156(1):11-24.

- Weis, J.S. y P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Int*, 30(2004)685– 700.
- Wu, H., J. Zhang, H.H. Ngo, W. Guo, Z. Hu, S. Liang, J. Fan y H. Liu. 2015. Review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresour. Technol.* 175:594:601.

**ESTUDIO III.- COMPARACIÓN DE SUSTRATOS EN HUMEDALES DE
TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTE
RESIDUAL: ESTUDIO DE CASO 3**

RESUMEN

COMPARACIÓN DE SUSTRATOS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTE RESIDUAL

POR:

I.E. CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Maestría en Ecología y Medio Ambiente

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Mario Alberto Olmos Márquez

La remoción de contaminantes en aguas residuales mediante humedales de tratamiento y el efecto de algunos sustratos han sido ampliamente estudiados; sin embargo, son limitadas las plantas que se utilizan específicamente en la remoción del As y los estudios con plantaciones monocultivo para aguas residuales han obtenido bajos porcentajes de eficiencia. En el presente estudio se utilizó zeolita y arena como medios de soporte para *Schenoplectus americanus* y *Eleocharis macrostachya*, en la remoción de As, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos disueltos totales (SDT) y sólidos suspendidos totales (SST) de un afluente de mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua residual pretratada. La remoción de As mostró una eficiencia de 20% en el humedal con sustrato de arena y 12% en el humedal con sustrato con zeolita. La disminución de DQO fue 75% con el sustrato de zeolita y 95% para la arena. Los humedales de tratamiento no representaron

una diferencia estadística significativa en la concentración de SST y SDT respecto al afluente ($P > 0.7$).

Los sólidos suspendidos y disueltos son debido al origen del agua de rechazo de ósmosis inversa, problemática que debe atenderse para evitar el vertido de efluentes salinos en sistemas de drenaje. Los resultados obtenidos indican que los humedales de tratamiento pueden ser una alternativa para implementarse como proceso complementario de los sistemas de tratamiento lagunares de aguas residuales.

ABSTRACT

SUBSTRATES COMPARISON IN TREATMENT WETLAND FOR POLLUTANTS REMOVAL FROM WASTEWATER

BY:

CECILIA GUADALUPE SÁENZ URIBE

Removal of pollutants in wastewater through treatment wetlands and the effect of some substrates have been widely studied; however, there are limited plants that are used specifically in the removal of As, in addition, works with monoculture plantations for wastewater have obtained low efficiency percentages. In the present study, zeolite and sand were used as support media for *S. americanus* and *E. macrostachya*, in As removal, chemical oxygen demand (COD), total dissolved solids (TDS) and total suspended solids (TSS) of an affluent mixture of reject reverse osmosis and pre-treated waste water. The As removal efficiency showed 20% in the wetland with sand substrate and 12% with zeolite substrate. While COD decreasing was 75% on zeolite substrate and 95% for sand. The treatment wetlands did not represent a statistically significant difference in the concentration of TSS and SDT with respect to the affluent ($P > 0.7$); which are due to the origin of reverse osmosis reject water, a problem that must be addressed to avoid the discharge of saline effluents into drainage systems. The results obtained indicate that treatment wetlands can be an alternative to be implemented as a complementary process to oxidation ponds system of wastewater treatment.

INTRODUCCIÓN

La necesidad de tratamiento de aguas residuales debe contemplar incluir sistemas alternativos para la remoción de contaminantes que pueden afectar las variables de operación de sistemas convencionales. Las aguas residuales generadas por actividades humanas poseen materiales orgánicos e inorgánicos que demandan oxígeno para su degradación o transformación. Por una parte pueden estimular el crecimiento de plantas, pero también de microorganismos patógenos los cuales contaminan las fuentes hídricas y atentan contra la salud pública (UN-WWAP, 2003). El desarrollo de los humedales de tratamiento para revertir la contaminación de aguas residuales municipales y agroindustriales y la implementación se extendió como etapas complementarias de los tratamientos secundario y terciario (Hoffmann *et al.*, 2011). En algunas regiones la utilización de los humedales no ha tenido el impulso como sistemas alternativos de tratamiento del agua, debido a la escasez de agua y la alta evapotranspiración superficial (Prasad, 2007); pero la reutilización de efluentes salinos vertidos como o junto con agua residual es una necesidad (Hamadeh *et al.*, 2014).

Se ha determinado que los procesos de sedimentación, adsorción sobre la superficie de la planta y detritos, filtración y degradación microbiana son los principales responsables en la disminución de metales, sólidos suspendidos y materia orgánica (Rodríguez-Pérez, 2003). En cuanto al papel del sustrato, se debe recordar que las zeolitas se caracterizan por tener una porosidad interna extensa, áreas superficiales muy grandes y alta capacidad de intercambio de cationes (Bowman, 2003) que puede inferir en la disminución de algunos contaminantes.

Las especies de plantas utilizadas para la remoción del As en humedales de tratamiento son limitadas, en comparación a otros elementos (Singhakangt *et al.*, 2009), además que las principales especies acumuladoras de este elemento son terrestres (Marchand *et al.*, 2010). Así mismo, se han reportado eficiencias muy bajas para humedales con plantaciones monocultivo de ciperáceas para aguas residuales (Weis y Weis, 2010).

El propósito de la adecuación del proyecto fue conocer el efecto de la utilización de zeolita y arena como sustratos para humedales de tratamiento plantados con *S. americanus* y *E. macrostachya*, en la remoción de As, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos disueltos totales (SDT) y sólidos suspendidos totales (SST) del afluente de mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua residual pretratada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experimentación se llevó a cabo en los humedales de tratamiento instalados en la Escuela Telesecundaria Estatal No.6021 de Julimes, Chih.

Diseño Experimental

Se utilizó una mezcla del agua de rechazo de la planta de ósmosis inversa #203 y agua residual procedente de tratamiento secundario lagunar de Julimes, con flujo de alimentación a los humedales de tratamiento de 1500 L d⁻¹.

Los humedales operaron de manera subsuperficial con flujo horizontal, se utilizaron como sustratos zeolita clinoptilolita sin modificar en la celda H1 y arena media en la celda H2, con ejemplares plantados previamente de *S. americanus* (3 filas a lo largo por 3 columnas a lo ancho) en la parte inicial y 12 ejemplares de *E. macrostachya* (4 filas a lo largo por 3 columnas a lo ancho) distribuidos la parte media y final en cada celda.

Monitoreo y Métodos Analíticos

La experimentación comprendió en muestreo de manera semanal de Febrero a Abril de 2018.

Se monitoreo potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T), los cuales se obtuvieron con un medidor portátil multiparámetros marca Thermo Fisher modelo Orion A325[®].

Para la determinación de As total, DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos disueltos (SDT), se recolectaron 2 muestras de 1 L para el afluente y cada efluente tratado, mediante las normas NMX-AA-131/1-SCFI-2008, NMX-AA-030-SCFI-2001 y NMX-AA-034-SCFI-2001, respectivamente.

La determinación analítica de arsénico se realizó con espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) en el Laboratorio de Química Analítica del Servicio Geológico Mexicano; mientras que las técnicas para determinación de DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos disueltos (SDT) se realizaron en instalaciones del Laboratorio Químico de la Planta de Tratamiento Sur de Chihuahua (Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Chihuahua).

Para el cálculo de remoción de As y DQO se obtiene con la Ecuación 5, como indica Tejeda-González (2010).

$$\text{Ecuación 5.- } \%Mrem = 100 - \left(\frac{Mi*100}{M0}\right)$$

Análisis Estadístico

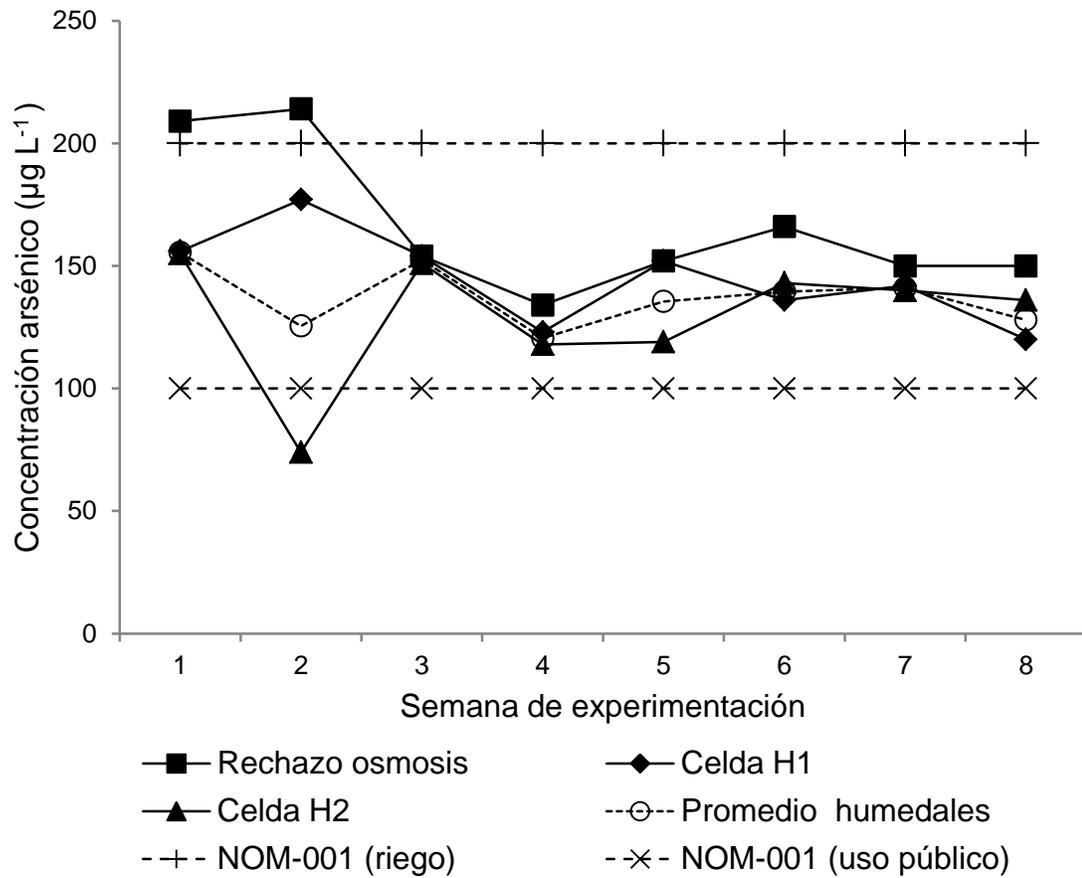
Se utilizó Prueba de T emparejada y Prueba T para varianzas iguales en SAS 9.0, para analizar el efecto del proceso de remoción de As y DQO en los humedales de tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

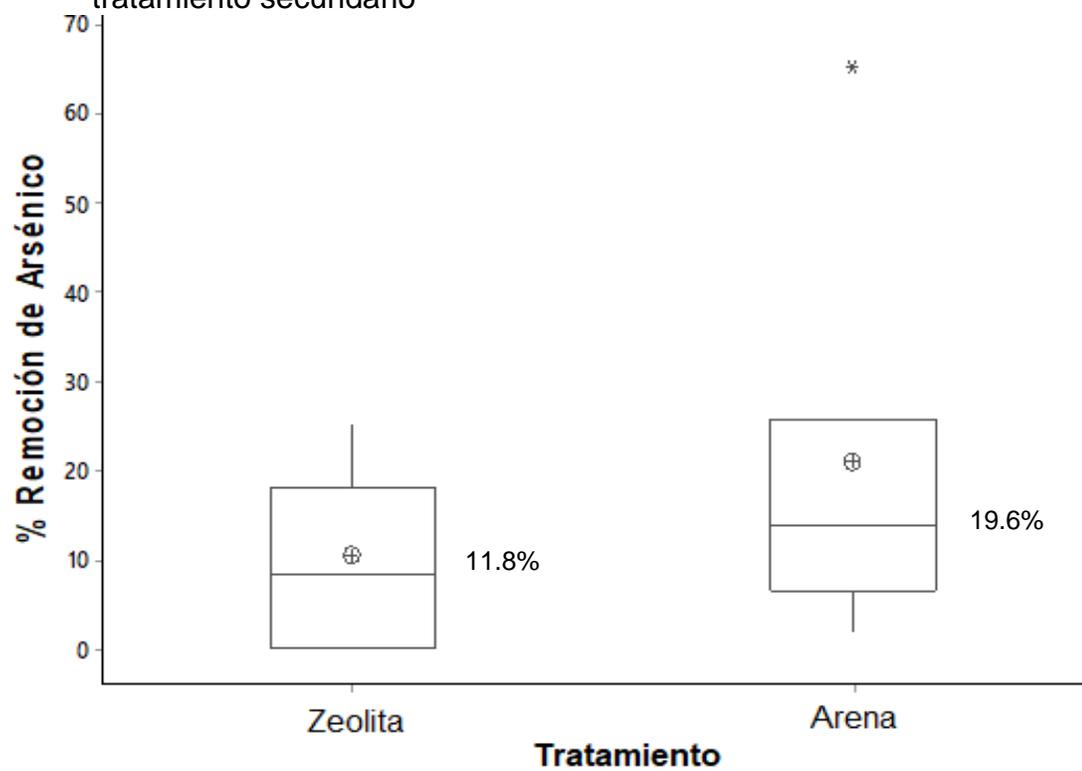
La concentración promedio de As en la mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua residual con tratamiento secundario fue de $166 \pm 29.34 \mu\text{g L}^{-1}$. En el efluente tratado con zeolita promedio $145 \pm 18.87 \mu\text{g L}^{-1}$ y en arena $130. \pm 26.1 \mu\text{g L}^{-1}$ (Gráfica 5), lo cual indicó que la eficiencia de remoción de As fue significativo estadísticamente ($P < 0.01$). En términos porcentuales de remoción, la celda H1 promedió 11.8% (máximo de 25.35 %), menor en comparación a la celda H2, la cual alcanzó 19.6 % (máximo de 65.42 %); sin embargo, la evidencia estadística no fue significativa ($P > 0.05$) para inferir que los tratamientos tuvieron un efecto distinto. Cabe mencionar que el efluente de ambos tratamientos cumplió con el límite máximo permisible de As en agua para riego de la NOM-001-SEMARNAT-1996 (CONAGUA, 2014).

Se ha indicado que el As puede ser difícil de eliminar de las aguas residuales. Por ejemplo, un estudio obtuvo remoción de As de 2% con *S. californicus* y 5% con *E. acicularis* (Marchand *et al.*, 2010). Un factor a considerar para explicar la baja eficiencia es la presencia de fosfato (PO_4^{-3}) en el medio (en este caso, el agua de alimentación), el cual interviene en la captura o toma de As y la especiación (Wang *et al.*, 2013). La adición de fosfato ocasiona la competencia con el arseniato por los sitios de adsorción en el suelo, lo que a su vez afecta la disponibilidad de As para la planta, la cual preferentemente incorpora P (Saldaña Robles *et al.*, 2018).

Gráfica 5.- Concentración de As en mezcla de rechazo y salida de los humedales con diferentes sustratos de tratamiento en comparación a la norma de calidad de agua



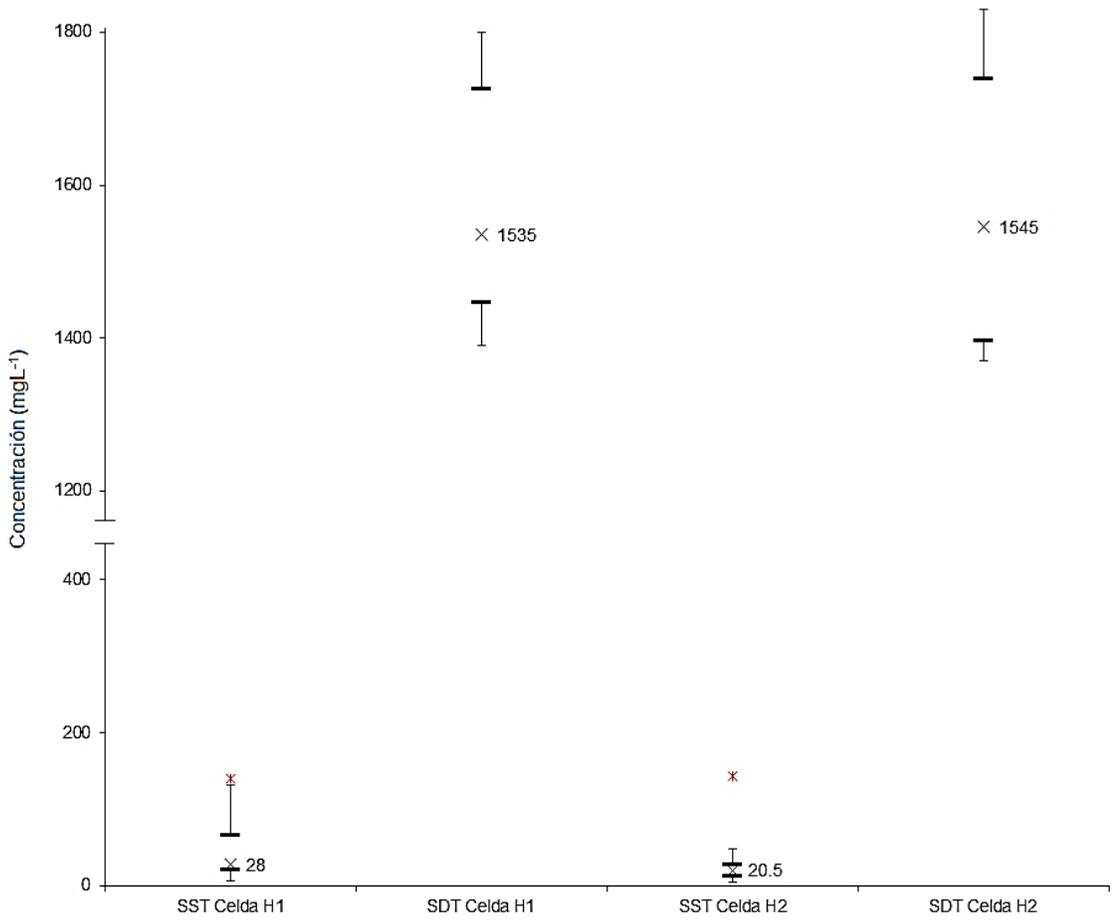
Gráfica 6.-Diagrama de caja del porcentaje de remoción de As por humedales de tratamiento en mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua de tratamiento secundario



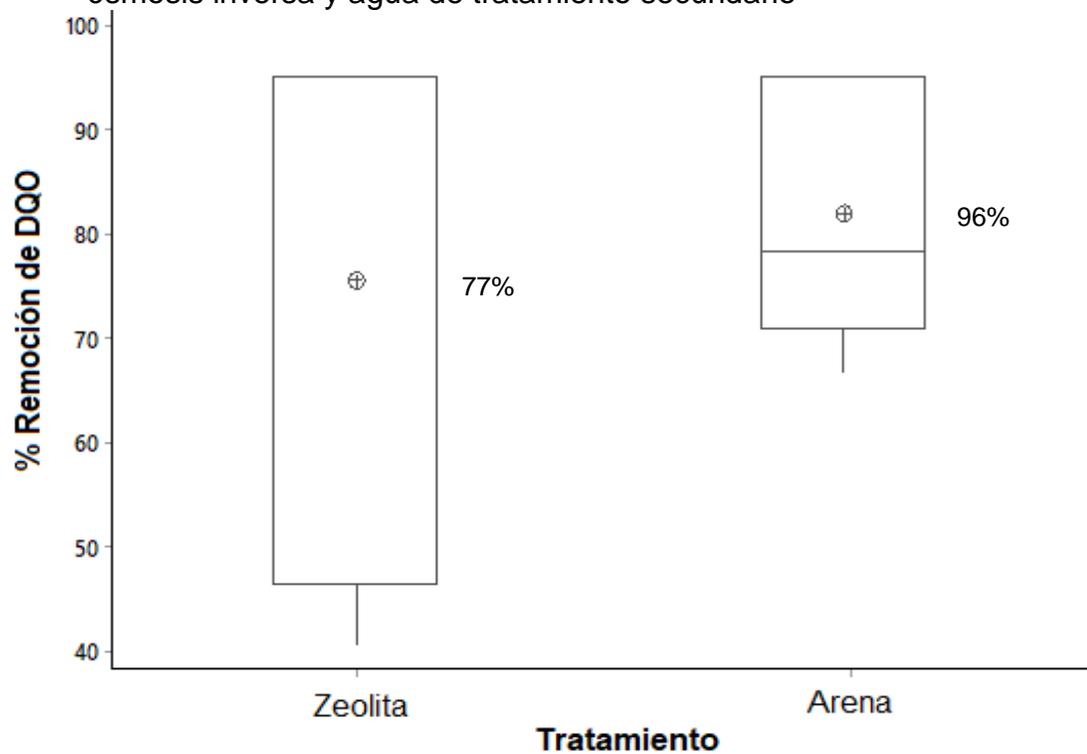
Los humedales de tratamiento no representaron una diferencia estadística significativa en la concentración de SST y SDT respecto al afluente ($P > 0.7$) ni entre tratamientos ($P > 0.5$). En la Gráfica 7 se muestran los promedios de SST y SDT. Los sólidos suspendidos totales para ambos humedales cumplieron con el límite máximo permisible de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para calidad de agua destinada a riego y NOM-003-SEMARNAT-1997 (CONAGUA, 2014) para uso indirecto para público.

La demanda química de oxígeno en los efluentes de los humedales de tratamiento fue de $6 \pm 5.12 \text{ mgL}^{-1}$ en H1 y $1 \pm 1.1 \text{ mgL}^{-1}$ en H2 que en comparación con los $33 \pm 28.08 \text{ mgL}^{-1}$ de la mezcla de agua de rechazo de ósmosis con el agua residual tratada, representan una reducción de DQO de 77 y 96 %, respectivamente (Gráfica 8). La prueba estadística de varianzas desiguales indicó que las medias de ambos humedales no son significativamente diferentes ($P > 0.01$).

Gráfica 7.-Diagrama de caja con promedios para los sólidos suspendidos y disueltos totales de efluente tratado en humedales con diferente sustrato



Gráfica 8.-Diagrama de caja para porcentaje de remoción de DQO por humedales de tratamiento con zeolita y arena para mezcla de rechazo de ósmosis inversa y agua de tratamiento secundario



Se ha argumentado que los humedales de tratamiento en alguna etapa no presentan reducciones de las concentraciones de la DQO y los valores pueden incrementarse debido al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada alrededor (Romero *et al.*, 2009). Por otro lado, en condiciones bien oxigenadas, se esperan ambos tipos de bacterias, permitiendo que la eliminación de DQO y la nitrificación procedan al mismo tiempo (Nogueira *et al.*, 2002). En un sistema piloto realizado en Grecia para tratar también agua salobre del procesamiento de aceitunas para mesa (*Olea europea*) y queso, se eliminó hasta el 87% de DQO, utilizando un sistema de humedales de flujo subsuperficial de flujo horizontal dividido en dos compartimentos, el primero de grava media y carrizo (*Phragmites australis*) y el segundo de zeolita con trozos de plástico HDPE (Tatoullis *et al.*, 2015).

La diferencia o variabilidad de resultados informados en humedales de tratamiento con diferentes sustratos de tratamiento puede ser atribuible a las propiedades del agregado, como la composición, porosidad y capacidad de intercambio de cationes; ésta última cumple funciones tanto en el sustrato como en la capa de vegetación, por lo que es un factor a considerar en el diseño de los humedales de tratamiento de flujo subsuperficial. Si los agregados de zeolita son grandes, entonces las bacterias de la biopelícula presumiblemente no pueden eliminar nutrientes de los sitios de intercambio dentro de los agregados de zeolita porque sus células son aproximadamente 1000 veces mayores que los poros internos formados por la estructura reticular de zeolita (Collison y Grismer, 2014).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El monitoreo de remoción de As mostró una eficiencia de 20% en el humedal con sustrato de arena y 12% en el humedal con sustrato con zeolita. Se infiere que no existe afinidad de la zeolita por este material (carga eléctrica), así como que se plantea la posibilidad de que el material en cuestión sea un sustrato inadecuado para la implantación de plantas acuáticas emergentes. Mientras que respecto a la arena, se presume un caso de colmatación debido al diseño de los humedales de tratamiento.

La remoción de DQO fue exitosa, ya que fue superior al 75% con el sustrato de zeolita y 95% para la arena, donde hubo un crecimiento vegetal más notable, se cree necesario contar con una norma de referencia para poder dar certidumbre al efluente de agua recuperada por este tratamiento de fitorremediación.

El aumento de SST en el efluente tratado indica que es necesario aplicar un tratamiento previo para precipitar sales inorgánicas que pueden afectar la eficiencia del sistema, principalmente el componente biológico; también, otra alternativa es utilizar como sustrato un material adecuado, como podría ser mezcla de la arena y zeolita con óxidos de hierro.

Los humedales de tratamiento pueden ser una alternativa para implementarse como proceso complementario de los sistemas de tratamiento lagunares de aguas residuales.

LITERATURA CITADA

- Allen, W., P.B. Hook, J.A. Biederman y O.R. Stein. 2002. Temperature and Wetland Plant Species Effects on Wastewater Treatment and Root Zone Oxidation. *J. Environ. Qual.* 31:1010–1016.
- Bishop, P., T. Zhang y Y. Fu. 1995. Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes. *Water Sci. Technol.*, 31(1): 143–152.
- Bowman, R. 2003. Applications of surfactant-modified zeolites to environmental remediation. *Micropor. Mesopor. Mater.*, 61, 43–56.
- Collison, R.S. y M.E. Grismer. 2014. Nitrogen and chemical oxygen demand removal from septic tank wastewater in subsurface flow constructed wetlands: substrate (cation exchange capacity) effects. *Water Environ Res.*, 86(4):314-23.
- CONAGUA. 2014. Normas Oficiales Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 NOM-002-SEMARNAT-1996 NOM-003-SEMARNAT-1997. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México. México.
- Hoffmann, H., C. Platzer, M. Winker y E. von Muench. 2011. Technology review of constructed wetlands- Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Eschborn, Germany.
- Marchand, L., M. Mench, D.L. Jacob y M.L. Otte. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Env Pol* 158(2010): 3447-3461.
- Morales, G., D. López, I. Vera y G. Vidal. 2013. Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, 22(1): 33-46. [http://www.ubiobio.cl/miweb/webfile/media/194/v/v22-1/vidal_theo22\(1\)-2013.pdf](http://www.ubiobio.cl/miweb/webfile/media/194/v/v22-1/vidal_theo22(1)-2013.pdf)
- Nogueira, R., L. Melo, U. Purkhold, S. Wuertz y M. Wagner. 2002. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. *Water Res.*, 36:469–481.
- Prasad M. 2007. Aquatic Plants for Phytotechnology. En *Environmental Bioremediation Technologies*, S.N. Singh y R.D. Tripathi, eds., Springer, Berlin, Germany.
- Rodríguez-Pérez de Agreda, C. 2003. Humedales construidos – Estado del Arte (1). *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 24(3):35-41.
- Romero-Aguilar, M., A. Colín-Cruz, E. Sánchez-Salinas y M. Ortiz-Hernández, M. 2009. Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de

- humedales artificiales: Evaluación de la remoción orgánica. *Int. Contam. Ambient.*, 25(3):157-167.
- Saldaña-Romero, A., N. Saldaña-Romero, A. Saldaña-Romero, G. Ana-Zanor, G.M. Ruiz-Aguilar y C. Gutiérrez-Vaca. 2018. Efecto del fósforo en la acumulación de arsénico en cebada (*Hordeum vulgare* L.) por riego con agua contaminada. *Agrociencia*, 52:407-418.
- Singhakant, C., T. Koottatep y J. Satayavivad. 2009. Enhanced arsenic removals through plant interactions in subsurface-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health Part A* (2009) 44, 163–169.
- Tatoullis, T., A. Stefanakis, C. Akrotos, A. Terkerlekopoulou, A. Gianni, I. Zacharias y D. Vayenas. 2015. Treatment of agro-industrial wastewaters using novel horizontal subsurface constructed wetlands. 6th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control-Annual Conference of the Constructed Wetland Association. York, United Kingdom.
- Tejeda-González, J.C. 2010. Diseño de un humedal para la remoción de Cd, As y Cr con plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- UN-WWAP Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. 2003. Resumen en español del Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2003: Agua para todos Agua para la vida. UNESCO. París
- Wang, Y., S. Wang, P. Xu, C. Liu, M. Liu, Y. Wang, C. Wang, C. Zhang y Y. Ge. 2015. Review of arsenic speciation, toxicity and metabolism in microalgae. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 14: 427-451.
- Weis, J.S. y P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Int*, 30(2004)685– 700.

APÉNDICE



Figura 1.- Instalaciones del humedal de tratamiento para remoción de As del rechazo de un sistema de purificación por osmosis inversa en Julimes, Chih.



Figura 2.- Planta purificadora de ósmosis inversa generadora del rechazo alimentador del sistema de humedales de tratamiento



Figura 3.- Monitoreo semanal de muestras de agua de afluente y efluente de los humedales de tratamiento.



Figura 4.- Ejemplar de *Eleocharis macrostachya* en maceta durante aclimatación previo a plantación en humedal de tratamiento.



Figura 5.- Ejemplar de *Schenoplectus americanus* en humedal de tratamiento para remoción de As del rechazo de osmosis inversa.



Figura 6.- Arreglo de la plantación con dos especies en humedales de tratamiento.



Figura 7.- Huerta demostrativa donde se utilizó el efluente tratado para riego.