



## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE AGUAS RESIDUALES POR MEDIO DE HUMEDALES ARTIFICIALES ESTABLECIDOS EN EL MUNICIPIO DE ACTOPAN, VERACRUZ, MÉXICO

### REMOVAL OF WASTEWATER POLLUTANT IN ARTIFICIAL WETLANDS IMPLEMENTED IN ACTOPAN, VERACRUZ, MEXICO

J.L. Marín-Muñiz\*

El Colegio de Veracruz, Carrillo Puerto No. 26, Colonia Centro, Xalapa, Veracruz, México. C.P. 91000

Recibido 15 de marzo, 2016; Aceptado 28 de abril de 2016

#### Resumen

Entre los principales problemas ambientales para la continuidad de la vida en nuestro planeta se encuentra el de la contaminación del agua. El uso de biotecnologías como los humedales artificiales es una opción económica y ecológicamente viable para mitigar tal situación. En este estudio se evaluó la remoción de contaminantes de aguas residuales mediante microcosmos de humedales sembrados con *Typha* spp. en Pastorías, Actopan, Veracruz, México. Doce microcosmos fueron implementados; seis con tepezil (ST) y seis con piedra porosa de río (PPR) como sustrato, de las cuales; tres microcosmos tuvieron ST y vegetación, y como control, tres microcosmos sin planta. Tres microcosmos con PPR con planta y tres sin planta. El estudio se realizó durante los periodos de sequía (marzo-junio) y lluvias (julio-septiembre) de la zona durante el 2014. No se observó un efecto significativo en la remoción de contaminantes con respecto a los periodos de sequía y lluvia ( $P > 0.05$ ) ni con respecto al tipo de sustrato ( $P > 0.05$ ). Las remociones promedio de N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> y DBO<sub>5</sub> fueron 60.3, 55.4 y 80.1 %, respectivamente, en humedales con *Typha* spp, mientras que en humedales sin vegetación las remociones fueron de 19.6, 18.8 y 63.6 % para N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> y DBO<sub>5</sub>, respectivamente. Los resultados revelan el uso de piedra porosa de río y tepezil como sustratos idóneos para humedales artificiales y la utilidad de *Typha* spp. en la remoción de contaminantes de aguas residuales sin importar si es período de sequía o lluvia.

**Palabras clave:** aguas residuales, humedales artificiales, tepezil, piedra porosa de río, microcosmos.

#### Abstract

Water pollution is one of the most serious ecological threats we face today. The use of biotechnologies as constructed wetlands is an ecologically and economically viable option to mitigate this situation. In this study the removal of contaminants from wastewater was evaluated with microcosms of wetlands planted with *Typha* spp. in Pastorías, Actopan, Veracruz, Mexico. Twelve microcosms were implemented; six with tepezyl (ST) and six with porous rock river (PPR) as substrate, from which; three were in ST with plant and as a controls, three without plant. Three microcosms with PPR with plant and three without plant. The study was conducted during the dry (March to June) and the rainy periods (July-September) 2014. No significant effect on contaminant removal was observed with respect to the type of substrate ( $P > 0.05$ ), nor, depending on the dry and rainy periods ( $P > 0.05$ ). The average removal of N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> and BOD<sub>5</sub> were 60.3, 55.4 and 80.1%, respectively, in wetlands with *Typha* spp; while in wetlands without vegetation the removals were 19.6, 18.8 and 63.6 % for N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> and BOD<sub>5</sub>, respectively. The results reveal the use of porous river rocks and tepezyl as suitable substrates for constructed wetlands and the usefulness of *Typha* spp. in removing contaminants from wastewater in dry and rainy periods.

**Keywords:** wastewater, constructed wetlands, tepezyl, porous rock river, microcosms.

## 1 Introducción

El agua es un recurso necesario para la sobrevivencia humana, animal y de los múltiples ecosistemas. Sin embargo, el crecimiento poblacional, el uso descuidado del recurso hídrico y la falta de plantas de tratamiento de aguas residuales han favorecido

la escasez de agua de calidad. En México, para el 2013 la red de monitoreo de calidad del agua contaba con 5025 sitios de monitoreo, de los cuales, sólo cerca del 60% de estos fueron monitoreados con respecto a la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales y demanda bioquímica de

\* Autor para la correspondencia. E-mail: soydrew@hotmail.com

oxígeno (DBO<sub>5</sub>), y de los cuales cerca del 40, 67 y 28 %, respectivamente, no presentan condiciones de buena o excelente calidad (CONAGUA, 2014). Por lo anterior, resulta necesaria la implementación de plantas de tratamiento de aguas residuales, que traten el agua contaminada, para que esta pueda ser reutilizada para mitigar la escasez. A nivel nacional se cuenta con 2287 plantas de tratamiento para poblaciones urbanas y 2617 plantas para aguas residuales industriales, las cuales solo tratan el 50 y 29 %, respectivamente (CONAGUA, 2014). Además, de acuerdo a Zurita y *col.* (2011), en México existen 47233 comunidades rurales con 100 a 2499 habitantes, que no son consideradas en la implementación de plantas de tratamiento por su bajo número de población, lo cual resalta la necesidad de considerar nuevos sistemas de tratamiento que mejoren la calidad del líquido vital, principalmente en estas áreas. La falta de implementación de plantas de tratamiento alude a los altos costos que estas requieren tanto de instalación como para manejo y operación, además de los altos consumos de energía que estas requieren. Por ello, resulta prioritario el uso de tecnologías ecológicas y económicas que permitan la reutilización del agua. En este sentido, una alternativa viable es el uso de los humedales artificiales, dichos sistemas son diseñados ingenierilmente con el propósito de imitar la función de los humedales naturales de mejorar la calidad del agua. Por el bajo costo de construcción, fácil operación y mantenimiento que dichos sistemas requieren, los humedales artificiales son considerados como una opción de tratamiento de aguas residuales principalmente para comunidades rurales (Zurita y *col.*, 2011; García-García y *col.*, 2016). Los humedales construidos o artificiales tienen tres componentes básicos: agua, suelo o medio de sustrato y vegetación (Kadlec y Wallace, 2009). Dichas tecnologías pueden ser superficiales o subsuperficiales, en los primeros, el agua está en contacto directo con la atmósfera, ya que la celda solo presenta una base de suelo en donde se enraízan las plantas o macrófitas emergentes y sumergidas. También pueden presentar plantas flotantes, las cuales toman los nutrientes del agua. Los humedales subsuperficiales son aquellos donde las celdas de humedales son rellenas de un medio granular como sustrato (zeolita y tezontle las más comunes) donde se siembran las macrófitas emergentes y a través del cual fluye el agua a tratar, el flujo en este tipo de sistemas puede ser de forma vertical u horizontal (Mitsch y Gosselink, 2007). En un estudio sobre remoción de contaminantes emergentes de aguas del Río sordo de

Xalapa, Veracruz, mediante humedales superficiales y subsuperficiales, Navarro y *col.* (2011) reportaron que la remoción de residuos químicos domiciliarios y de surfactantes fue ligeramente mejor en los humedales subsuperficiales con presencia de vegetación que en los humedales de flujo superficial. Aunque los humedales artificiales han probado su funcionalidad para eliminar contaminantes tanto de aguas residuales industriales como municipales (Carranza-Díaz y *col.*, 2014; Toro-Vélez y *col.*, 2016), aún resulta pertinente evaluar diferentes aspectos importantes de los humedales como son la funcionalidad para mejorar la calidad del agua de acuerdo a las condiciones de lluvia o sequía que son comunes en el país, o usando diferentes medios de sustrato de fácil obtención y económicos como piedra de río y tepezil, para que estas sean consideradas en los nuevos diseños de humedales artificiales, lo cual es el objetivo de esta investigación. La implementación de humedales resulta una necesidad como acción local ligada a las alternativas de solución a problemas ambientales a nivel internacional para lograr la sustentabilidad (Lascurain, 2016).

## 2 Materiales y métodos

### 2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en San José Pastorías (Municipio Actopan), Veracruz, México (19<sup>03</sup>3'47.96''N y 96<sup>03</sup>4'18.99''O), lugar con 620 habitantes (INEGI, 2010), y que cuenta con sistema de alcantarillado desde el 2013. Sin embargo no existe sistema de tratamiento de las aguas residuales y éstas solo se almacenan en un tanque receptor de aproximadamente 15 m<sup>3</sup>, lo cual no es suficiente y por lo que el agua residual sale del tanque receptor y por gravedad corre hacia el río de la comunidad (Topiltepec, subcuenca del Río Actopan), provocando esto daños a la flora y fauna del ecosistema. Además, el uso del río como área recreativa es una actividad común en la comunidad, por lo que la entrada de agua residual al río denota un foco de posibles infecciones. El clima de la planicie costera del Golfo de México -región que comprende a la comunidad donde están los microcosmos- tiene tres períodos que comprenden: periodo de lluvias entre los meses Julio a Octubre; frente frío con fuertes vientos y lluvias entre Noviembre y Febrero; y período de secas entre los meses de Marzo a Junio (Marín-Muñiz y *col.*, 2015).

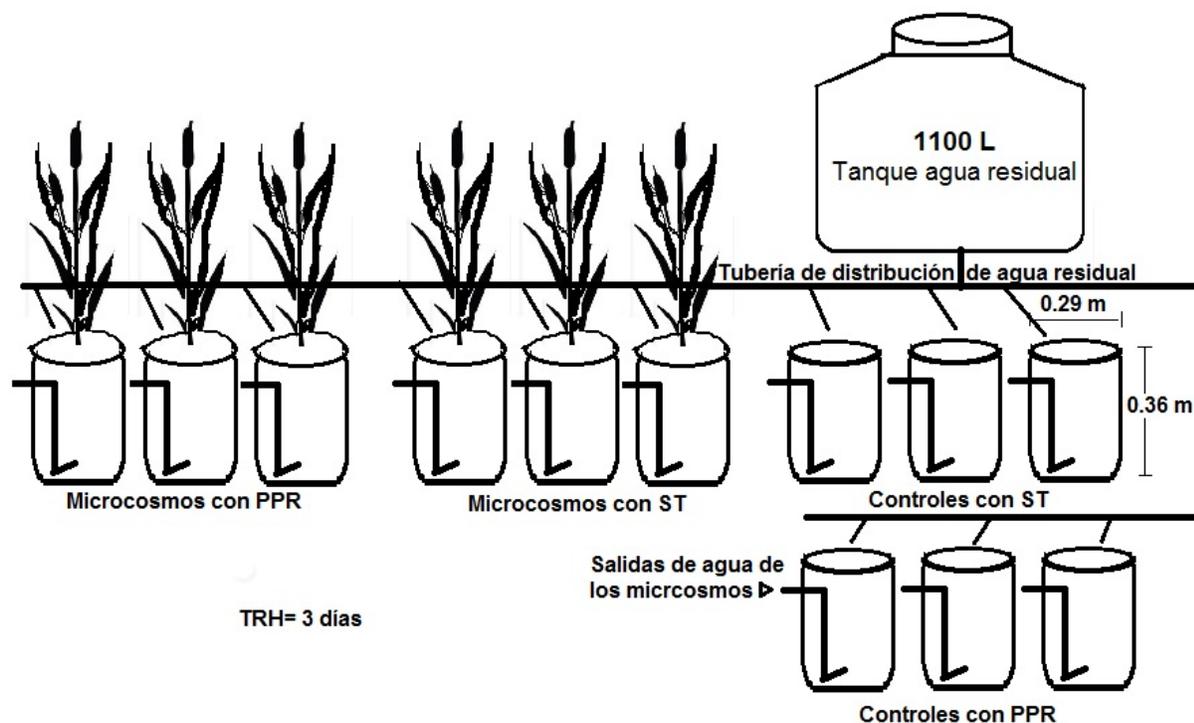


Fig. 1. Esquema de los microcosmos de humedales artificiales en estudio.

La precipitación promedio anual fluctúa entre 1200 y 1650 mm. El promedio anual de temperatura varía entre 18 y 36°C.

## 2.2 Características de diseño y criterios de operación de las unidades experimentales

Se acondicionaron 12 microcosmos cilíndricos de plástico como humedales subsuperficiales de flujo vertical (0.36 m altura y 0.29 m diámetro). Seis microcosmos fueron sembrados con una planta de *Typha* spp; tres en presencia de PPR como sustrato y tres con ST (mineral inerte como arena, de peso ligero y bajo costo). Triplicados de unidades experimentales rellenos con cada sustrato pero sin vegetación fueron utilizados como controles (Fig. 1). La PPR (50% porosidad) fue colectada del río Topiltepec. El ST fue colectado en la comunidad como residuo de construcción (40% porosidad). Ambos sustratos fueron de aproximadamente 2.5 cm de diámetro. Los humedales fueron alimentados de agua de la llave durante 30 días y 10 días con agua residual mezclada al 50% con agua de la llave para el proceso de adaptación de la vegetación. Posteriormente, desde marzo 2014,

el agua de alimentación fue agua residual de un tanque colector de 1100 L, el cual se llenaba mediante bombeo desde el sistema de drenaje. Los microcosmos fueron operados a un tiempo de retención hidráulico de 3 días. Cabe mencionar que se escogió *Typha* spp como vegetación para los microcosmos porque es una especie de fácil adaptación y resistente a amplios rango de temperatura y de contaminantes (Rzedowski y Rzedowski, 1990) y por su presencia abundante en la región.

## 2.3 Parámetros físicos y químicos

Se determinó demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), nitratos ( $N-NO_3$ ), y fosfatos ( $P-PO_4$ ). Los análisis de agua del efluente e influente de los microcosmos se realizaron quincenalmente mediante métodos estándares (APHA-AWWA-WEF, 2005). El porcentaje de remoción de contaminantes ( $Em$ ) se determinó con la ecuación (1), de acuerdo a Zhang y col. (2012).

$$Em = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100\% \quad (1)$$

Donde  $C_i$  es la concentración del contaminante en el influente (en miligramos por litro) y  $C_e$  es la

concentración del contaminante en el efluente (en miligramos por litro).

## 2.4 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron con SPSS versión 19 para Windows a un nivel de significancia de 0.05. Para comparar las remociones entre tratamientos y períodos climáticos se usó un ANOVA de dos vías. La prueba de Post Hoc de Dunnett fue utilizada para detectar diferencias significativas.

## 3 Resultados y discusión

### 3.1 Concentraciones de contaminantes durante el estudio

Las concentraciones de nitratos (Fig. 2) en el agua residual oscilaron entre 8.5 y 10 mg/L, dichas concentraciones bajaron a rangos entre 3 y 4 mg/L en los influentes de los microcosmos con plantas tanto en los sistemas con PPR como ST, mientras que en las unidades experimentales sin vegetación las concentraciones del nutriente se mantuvieron entre 7 y 9 mg/L en ambos sustratos. Con respecto a las concentraciones de fosfato (Fig. 3) en el agua de entrada, éstas variaron entre 8 y 10 mg/L, dichas

concentraciones disminuyeron a rangos entre 3 y 5 mg/L en los microcosmos de humedales sembrados con *Typha* spp sin importar el sustrato, mientras que en las unidades experimentales sin vegetación, las concentraciones de P-PO<sub>4</sub> fueron entre 5 y 8 mg/L en ambos tipos de sustrato utilizados. Con respecto a las concentraciones de DBO<sub>5</sub> (Fig. 4), se observó un rango entre 110 y 130 mg/L en el influente, mientras que en los efluentes de los microcosmos con vegetación de los dos diferentes sustratos, las concentraciones registradas fueron entre 10 y 40 mg/L y de 20 a 80 mg/L en las unidades sin vegetación. Considerando el hecho de observar menores concentraciones de los contaminantes en los influentes de los microcosmos con presencia de vegetación en comparación con las concentraciones observadas en los influentes de los controles sin planta, se resalta la función de la vegetación en la disminución de contaminantes en los humedales artificiales. Lo encontrado tiene relación con la importancia de la vegetación en los humedales descrita por Vymazal (2011) y Wang y col., (2014), quienes señalan a la vegetación como componentes esenciales por su función de adsorber y absorber altas cargas de nutrientes y por su característica de proveer sustrato y oxígeno a las bacterias presentes en la zona de rizosfera de la vegetación, lo cual favorece los procesos de remoción.

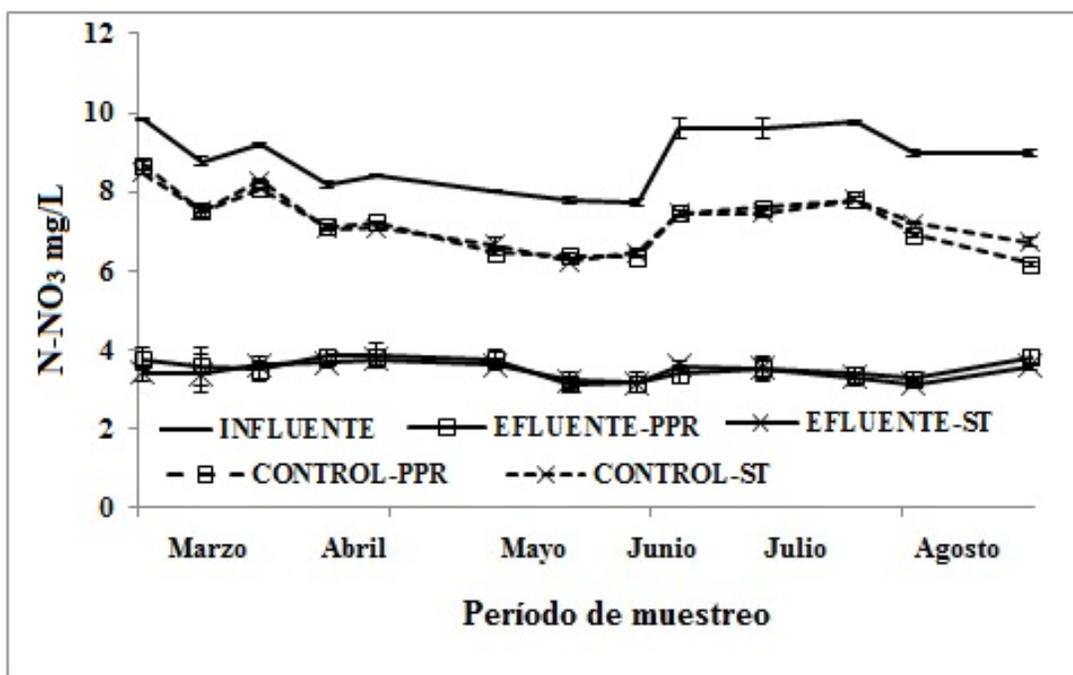


Fig. 2. Concentraciones de N-NO<sub>3</sub> durante el periodo de estudio en los diferentes tratamientos.

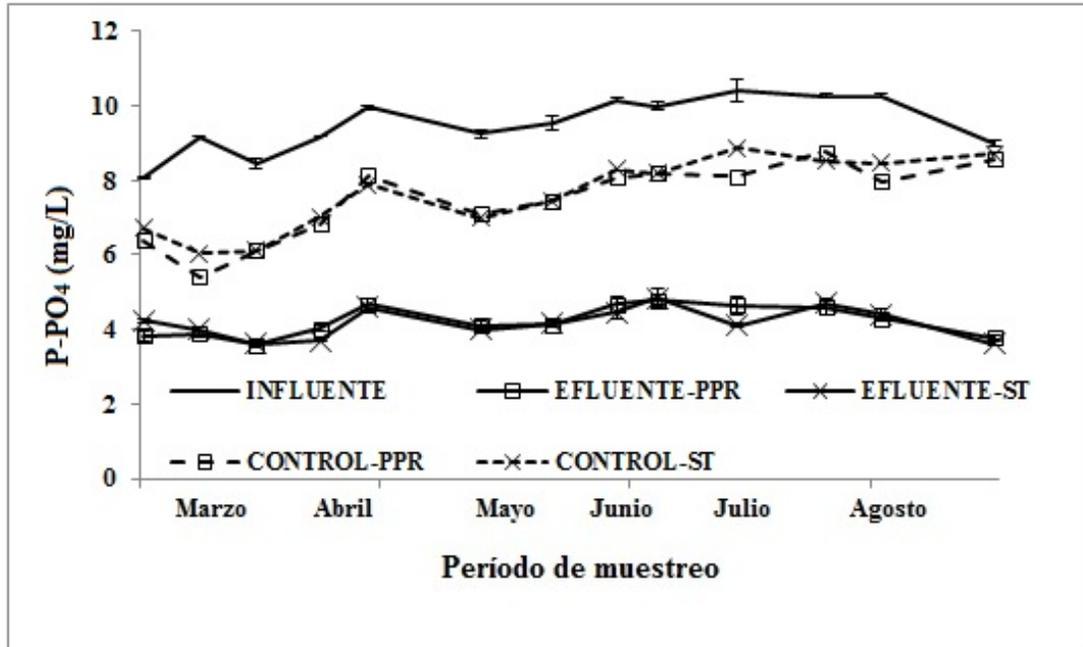


Fig. 3. Concentraciones de P-PO<sub>4</sub> durante el periodo de estudio en los diferentes tratamientos.

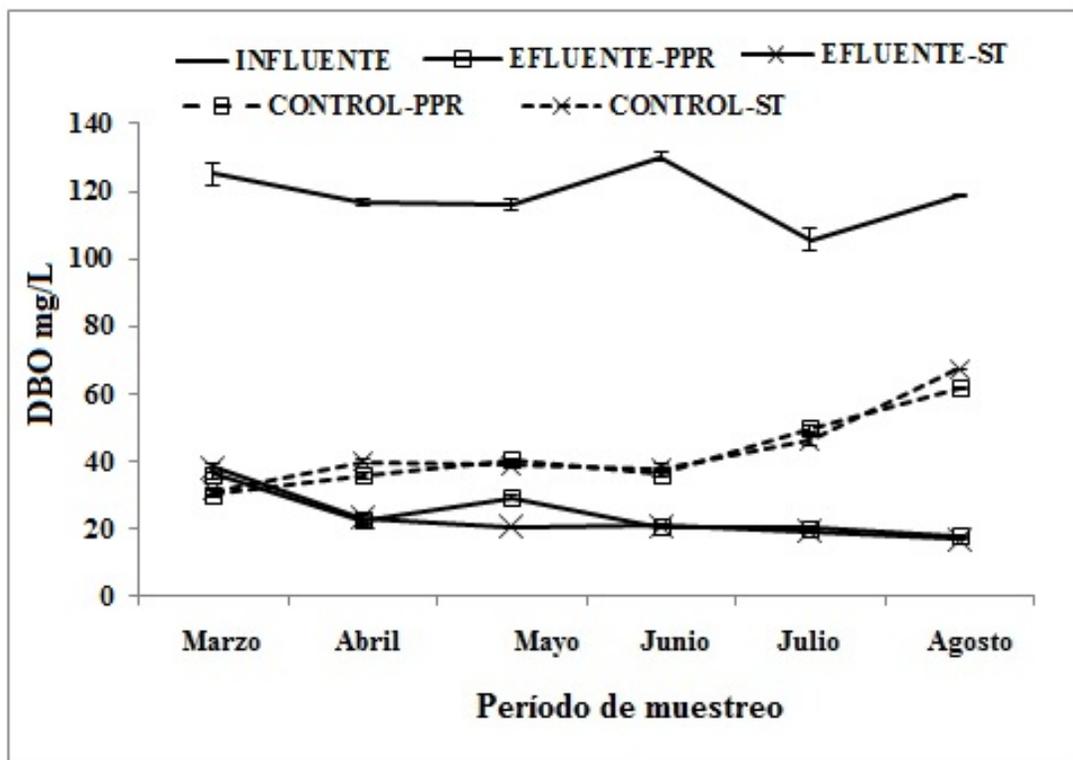


Fig. 4. Concentraciones de DBO<sub>5</sub> durante el periodo de estudio en los diferentes tratamientos.

### 3.2 Remoción de contaminantes

La eficiencia de los microcosmos en la remoción de contaminantes fue alta (Figuras 5a-5c), en el caso de la remoción de nitratos (Fig. 5a), se observaron diferencias significativas con respecto a los tratamientos ( $P=0.001$ ), pero no se observó ningún efecto con respecto a los períodos de sequía y lluvia evaluados ( $P=0.089$ ). Se obtuvieron remociones significativamente mayores en los tratamientos con presencia de vegetación sin importar los tipos de sustratos utilizados (55-65%;  $P=0.001$  para ambos sustratos), en comparación con los controles (10 a 27%), donde las remociones no variaron estadísticamente entre los dos tipos de sustrato ( $P=0.836$ ). Estos resultados son similares a los reportados en humedales construidos de otros países tratando aguas residuales y eutrofizadas (Tabla 2: Núñez y col. 2011; Tang y col. 2011; Arivoli y Mohanraj, 2013), lo cual resalta la importancia de la especie en su adaptación en diferentes regiones, amplio rango de tolerancia de pH (3-8.5; USEPA, 2002) y su funcionalidad en la remoción de nitratos, el cual es un nutriente básico para el crecimiento de plantas. En este estudio el pH en los microcosmos se mantuvo entre 6.5 y 7.4, valores que se encuentran dentro del rango de óptimo crecimiento para *Typha* spp. Cuando se compararon las remociones de  $N-NO_3$  con respecto a las condiciones de sequías y lluvias, éstas no variaron en más del 15%. Dichos efectos de remoción también fueron observados para el caso de  $P-PO_4$ , donde hubo un claro efecto con respecto a los tratamientos ( $P=0.001$ ) pero no se observó ningún efecto a causa de condiciones climáticas ( $P=0.249$ ). Las remociones más altas se observaron en los tratamientos con presencia de vegetación (50-56%;  $P < 0.05$ ) en comparación con las unidades experimentales sin vegetación (10-30%) como lo descrito con respecto a la remoción de nitratos, sin observarse diferencias significativas entre el uso de PPR y ST ( $P=998$ ). Las diferencias de remoción entre el período de secas y lluvias no fueron mayores al 10%. Para el caso de la remoción de  $DBO_5$ , ésta no varió ni con respecto a los tratamientos ( $P=0.657$ ) ni con respecto a la temporada climática ( $P=0.138$ ). Las remociones oscilaron entre 55 y 85%. A pesar que de acuerdo a la literatura existe un amplio rango posible de oxigenación en las raíces de las plantas, lo cual favorece los procesos de remoción y este puede variar con respecto a diferentes factores como la temporadas climáticas (Brix, 2003; Vymazal, 2011), en este estudio los períodos evaluados (secas y lluvias) no mostraron

efecto en la remoción de contaminantes como se describió arriba, lo cual posiblemente se relaciona con que en la zona, las temperaturas con respecto a los períodos de sequía y lluvia fueron similares (24-29 secas y 22-26 lluvias). Casos más diferenciados con respecto a la temperatura pudieran esperarse en comparaciones entre invierno y primavera, donde los cambios de temperatura son más claros, por lo cual se sugiere dicha evaluación a futuro. Cambios en la temperatura afectan en la adaptación y desarrollo de microorganismos y la propia vegetación. Van de Moortel y col. (2010) en tratamiento de humedales experimentales si encontraron diferencias temporales basadas en los cambios de temperatura en Bélgica, pero tenían variaciones de 5 a 15 °C entre temporadas. De igual manera, el hecho de no observar diferencias en las concentraciones de los parámetros evaluados con respecto a los períodos de sequía y lluvia, son posiblemente debido a que la precipitación promedio en el área de estudio en los períodos evaluados fue también similar (66 y 98 mm, sequía y lluvias, respectivamente). Con precipitaciones mayores, las concentraciones de nutrientes suelen disminuir por la mezcla con el agua lluvia, pero las condiciones de precipitación pluvial presentadas en el área de estudio no revelan diferencias.

Es importante destacar que utilizando PPR y ST como materiales de sustrato en humedales construidos resulta menos costoso que comprar sustratos comunes que se han utilizado en humedales como la zeolita o el tezontle, los cuales por metro cúbico generan un costo entre \$200 a \$500, y en este caso la PPR se puede colectar en áreas ribereñas y no significaría un costo extra, y el ST se puede obtener de residuos de construcciones, lo cual resalta el hecho de la reutilización.

### 3.3 Comparación de remociones de contaminantes en humedales construidos usando *Typha* spp

Las remociones promedio de  $N-NO_3$  (60.3 %),  $P-PO_4$  (55.4 %) y  $DBO_5$  (80.1 %) usando *Typha* spp como vegetación en los microcosmos de humedales construidos en estudio, se encuentran dentro del rango de remociones reportadas en otros estudios de diferentes regiones (Tabla 1). Algunos autores como Debing y col. (2009) y Rivas y col. (2011) evaluaron remociones de lagunas eutrofizadas y aguas residuales, respectivamente, obteniendo remociones de fosfato menores a las encontradas en este estudio, lo cual

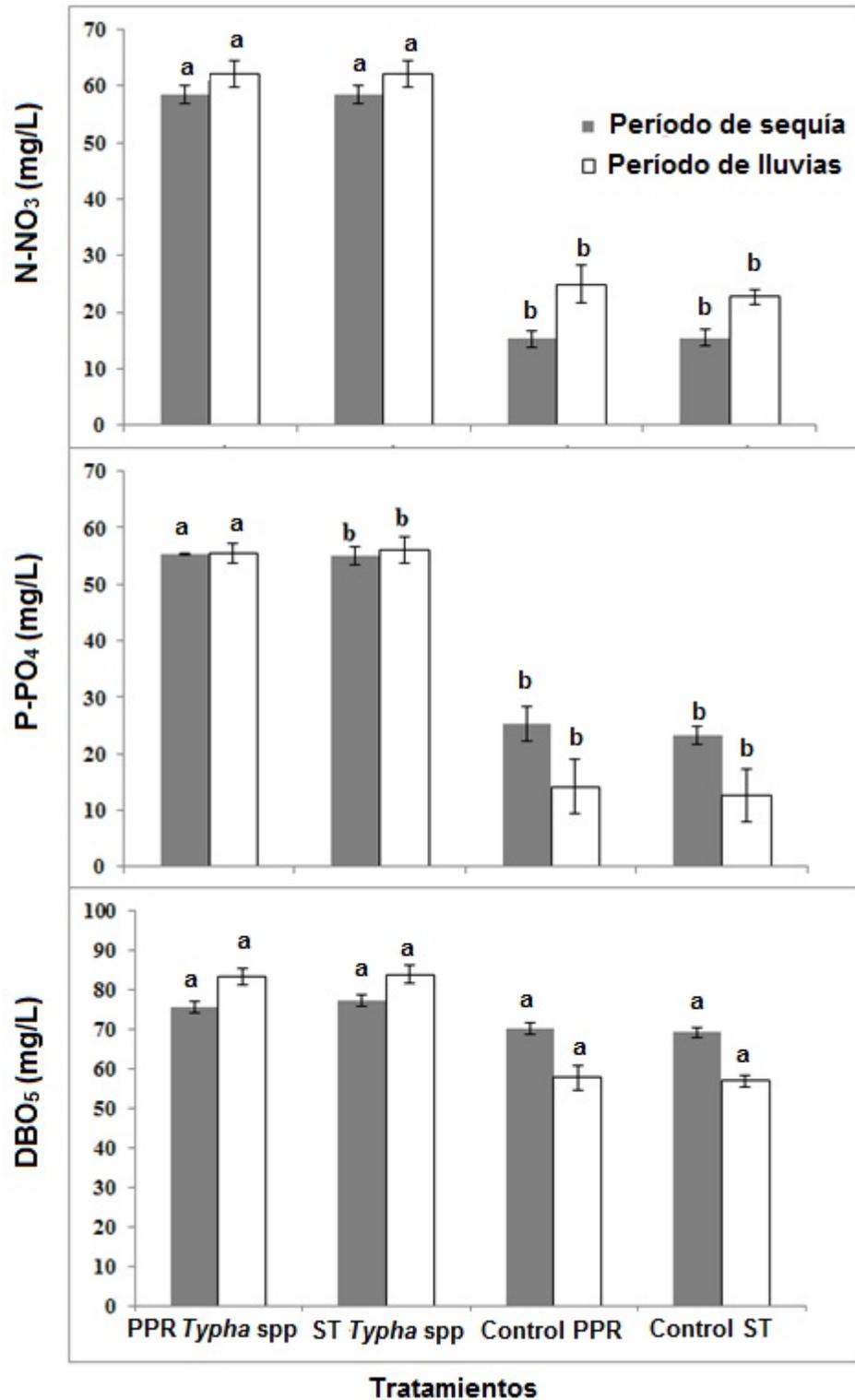


Fig. 5. Remociones de contaminantes en los microcosmos de humedales sembrados con *Typha* spp en tepezil (ST) y piedra porosa de río (PPR) en temporada de secas y lluvias.

Tabla 1. Comparación de remociones de contaminantes en humedales construidos sembrados con *Typha* spp.

Sitio de estudio	Tipo de agua tratada	Tipo de sustrato	Remoción	Referencias
Tamilnadu, India.	Aguas residuales domésticas	Grava y arena	P-PO <sub>4</sub> 83.5%, N-N-NO <sub>3</sub> 61.8%, DBO <sub>5</sub> 75.5%, NT 60.64% PT 14.56%	Arivoli y Monhanraj (2013)
Beijing, China.	Aguas residuales artificiales.	Grava porosa.		Debing y col. (2009)
Maracaibo, Venezuela.	Aguas residuales de lagunas de estabilización	Arenisca friable	N-NO <sub>3</sub> 45-51%	Núñez y col. (2011)
Laguna Santa Fe, México.	Agua eutrofizada	Tezontle	DBO <sub>5</sub> 94-98% NT 56-88% PT 25-52%	Rivas y col. (2011)
Beijing, China.	Agua eutrofizada del lago.	Suelo	N-NO <sub>3</sub> 34-65% PT 35-66%	Li y col. (2008)
Veracruz, México	Agua residual doméstica	Piedra porosa de río y Tepezil	DBO <sub>5</sub> 80.1% N-NO <sub>3</sub> 60.3 % P-PO <sub>4</sub> 55.4 %	Este estudio

refleja que el uso de tepezil y piedra porosa de río son una buena opción de sustrato a considerar en los diseños de humedales construidos para la remoción de dicho ión.

Remociones de DBO<sub>5</sub> en otros humedales de la India y México son similares a las observadas en este estudio, lo cual demuestra la importancia del uso de la especie evaluada a nivel mundial. Vymazal (2011) describe que *Typha* spp es una de las especies más comúnmente usadas a nivel tropical y subtropical en humedales construidos subsuperficiales por su efecto positivo en soportar altas cargas de nutrientes. Dicha especie incluso ha sido funcionalmente probada en tratamientos de drenajes ácidos de mina (Sheoran, 2006). En este estudio se revela que además, la especie puede adaptarse a los sustratos en estudio, sustratos de accesible obtención. El uso de humedales construidos como los estudiados, resultan una importante opción para el saneamiento de aguas residuales. Su uso puede aplicarse también como tratamientos posteriores a sistemas de digestión de contaminantes orgánicos como las fosas sépticas, sistemas comunes en zonas rurales donde la instalación de tratamientos convencionales resultan ser imposibles de implementar (Lucho-Constantino y col. 2015). Los resultados encontrados son consideraciones importantes a incluir en los diseños de humedales construidos como sistemas para la remoción de contaminantes y encaminar hacia la sustentabilidad, la cual es una aspiración humana que puede iniciar desde esfuerzos individuales, locales, nacionales y mundiales (Contreras y Morandín, 2016).

## Conclusiones

El uso de humedales artificiales para tratar aguas residuales, implementados con materiales de sustrato de fácil obtención y económicos en comunidades rurales de escasos recursos, es uno de los factores a considerar en los diseños de dichas tecnologías sustentables. En este estudio se encontró que el utilizar tepezil y piedra porosa de río como sustratos, ambos fueron eficientes en la remoción de contaminantes, principalmente en presencia de plantas, en este estudio se utilizó *Typha* spp como vegetación. Los resultados revelan que el uso de los sustratos evaluados en presencia de *Typha* spp son una alternativa eficiente para remover contaminantes mediante humedales artificiales y por lo tanto se recomienda su implementación en comunidades rurales. Las condiciones de sequía y lluvia de la región

no afectaron los procesos de remoción. Estudios de esta especie en áreas con temperaturas más frías podrían ser considerados para tener el panorama completo de eficiencia de remoción.

## Agradecimientos

El autor agradece el apoyo a la Academia en Desarrollo Regional Sustentable de El Colegio de Veracruz. También agradece el apoyo de Felissa Jácome, Laady Sinaí González, Luis Omar Vargas Z, María Cristina F. de Paula García G. y Nestor Omar Salazar P. por su apoyo para la realización de este trabajo.

## Referencias

- Arivoli, A. y Mohanraj, R. (2013). Efficacy of *Typha Angustifolia* based vertical flow constructed wetland system in pollutant reduction of domestic wastewater. *International Journal of Environmental Sciences* 3, 1497-1508.
- APHA-AWWA-WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. Nueva York, 4-90 a 4-94.
- Brix, H. (2003). Plants used in constructed wetlands and their functions. In Dias, V. & J. Vymazal (eds), *Proceedings of Conference on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*. ICN and INAG, Pp 81-109. Lisboa.
- Carranza-Diaz, O., Schultze-Nobre, L., Moeder, M., Nivala, J., Kusch, P. y Koeser, H. (2014). Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. *Ecological Engineering* 7, 234-245.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA (2014). *Num3ragua*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. P. 100.
- Contreras, A. y Morandín, I. (2016). Creatividad y sustentabilidad. *Revista Internacional de Desarrollo Regional Sustentable* 1, 49-63.
- Debing, J., Lianb, Z.i., Xiaosong, Y., Jianming, H., Mengbin, Z. y Yuzhong, W. (2009) COD, TN and TP removal of *Typha* wetland vegetation

- of different structures. *Polish Journal of Environmental Studies* 18, 183-190.
- García-García, P., Ruelas-Monjardín, L. y Marín-Muñiz, J. L. (2015). Constructed wetlands: a solution to water quality issues in Mexico? *Water Policy* 18, (3) 654-669.
- Inegi (2010). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Censos nacionales. <http://www.inegi.gob.mx>.
- Kadlec, R. H. y Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Boca Raton: Taylor & Francis Group. Florida.
- Lascurain, M. (2016). Una estrategia para el desarrollo sustentable en tiempos de globalización económica. *Revista Internacional de Desarrollo Regional Sustentable* 1, 35-48.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D., Nian, Y. y Jiang, G. (2008). Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology* 99, 1656-1663.
- Lucho-Constantino, C.A., Medina-Moreno, S.A., Beltrán-Hernández, R.I., Juárez-Cruz, B., Vásquez-Rodríguez, G.A. y Lizárraga-Mendiola, L. (2015). Diseño de fosas sépticas rectangulares mediante el uso de la herramienta fosep. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 14, 757-765.
- Marín-Muñiz, J.L., Hernández, M.E. y Moreno-Casasola, P. (2015). Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment* 107, 107-117.
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J.G. (2007). *Wetlands*, fourth ed. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Navarro, A., Hernández, M.E., Bayona, J., Morales, L. y Ruiz, P. (2011). Removal of selected organic pollutants and coliforms in pilot constructed wetlands in southeastern Mexico. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 97, 7-8.
- Núñez, M., Cárdenas de Flores, C., Ramírez, Y., Rincón, S., Saules, L. y Morales, E. (2011). Removal of nitrogen and phosphorus by *Typha dominguensis* and *Lemna sp.* in laboratory scale constructed wetlands. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería de Universidad del Zulia* 34, 246-254.
- Rivas, A., Barceló-Quintal, I. y Moeller, G. E. (2011). Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. *Water, Science and Technology* 64, 980-987.
- Rzedowski, J. y Rzedowski, G. (1990). *Flora fanerogámica del Valle de México*. Volumen III. Instituto de Ecología. Centro regional del Bajío. Pátzcuaro, Michacán. México.
- Sheoran, A. S. (2006). A laboratory treatment study of acid mine water of wetlands with emergent macrophyte (*Typha angustata*). *International Journal of Mining Reclamation and Environment* 20, 209-222.
- Tang, X., Huang, S., Scholz, M. y Li, J. (2011). Nutrient removal in vertical subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic river water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91, 727-739.
- Toro-Vélez, A.F., Madera-Parra, C.A., Peña-Varón, M.R., Lee, W.Y., Bezares, J.C., Walker, W.S., Cárdenas-Henao, H., Quesada-Calderón, S., García-Hernández, H. y Lens, P.N.L. (2016). BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 542, 93-101.
- USEPA. 2002. United States Environmental Protection Agency. Methods for evaluating wetland conditions: # 16, vegetation-based indicators of wetland nutrient enrichment. EPA-882-R-02-024. Washington, DC.
- Van de Moortel, M.K., Meers, E., Pauw, N. y Tack, F. (2010). Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. *Water Air and Soil Pollution* 212, 281-297.
- Vymazal J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133-156.
- Wang, C., Zheng, S., Wang, P. y Qian, J. (2014). Effect of vegetation on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. *Journal of Hydrodynamics* 26, 497-511.

Zhang, H. H., Tian, J. S., Zhang, Y. M., Wu, Z. L., Hu, Y. y Li, D. L. (2012). Removal of phosphorus and nitrogen from domestic wastewater using a mineralized refuse-based bioreactor. *Environmental Technology* 33, 173-181.

Zurita-Martínez, F., Castellanos-Hernández, O. A. y Rodríguez-Sahagún, A. (2011). El tratamiento de las aguas residuales municipales en las comunidades rurales de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 1, 139-150.