



2014

Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua

Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua.
Morelia, Michoacán, México.



Armando Rivas y Diego Paredes
Coordinadores

628.35 Rivas Hernández, Armando.
R62 Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua: memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, Morelia, Michoacán, México / Armando Rivas Hernández, Diego Paredes Cuervo. -- Jiutepec, Mor. : Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, ©2014.
189 p. : il.
ISBN 97895872231909

1. Humedales 2. Tratamiento del agua 2. Calidad del agua 3. Congresos

Autores:

Armando Rivas Hernández
Diego Paredes Cuervo

Coordinación editorial:

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México
Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua

Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia
Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento

Primera edición: 2014.

D.R. © Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532
62550 Progreso, Jiutepec, Morelos
MÉXICO
www.imta.gob.mx

D.R. © Universidad Tecnológica de Pereira - Pereira
Carrera 27 10-02 Barrio Alamos-Risarald
COLOMBIA-AA: 97
660003 – CERES
contactenos@utp.edu.co

ISBN 97895872231909

Prohibida su reproducción parcial o total, por cualquier medio, mecánico, electrónico, de fotocopias, térmico u otros, sin permiso de los editores.

PRÓLOGO

La Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua nació en 2012. En ese año, el Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento de la Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, interesado en fortalecer el conocimiento sobre Humedales Construidos, dio el primer paso para congregar a profesionales e instituciones interesados en la investigación de tecnologías alternativas para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua y aquellos que profundizan en el conocimiento de los Humedales Construidos o que han implementado esta tecnología bajo diferentes condiciones y para diferentes objetivos.

Aunque la conferencia se encuentra dirigida principalmente a fortalecer el conocimiento sobre Humedales Construidos en América Latina, está abierta al intercambio de experiencias con países de todos los continentes y a ampliar sus horizontes para generar cada vez mayor impacto en su celebración bianual.

Es así como este año, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y la Universidad Tecnológica de Pereira se aliaron para llevar a cabo la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. México presentó sus experiencias y abrió sus puertas con toda su diversidad y amabilidad características a países como Argentina, Chile, Colombia, Canadá, Dinamarca y Alemania. La hermosa e histórica ciudad de Morelia en el Estado de Michoacán, en junio de 2014, fue la sede del evento en el que se presentaron cincuenta trabajos y que contó con la sesenta y siete asistentes, entre los cuales se destaca la presencia de los doctores Hans Brix y Carlos Alberto Arias de Dinamarca y Peter Kuschk de Alemania, quienes compartieron parte de su gran experiencia a través de extraordinarias conferencias magistrales.

Felicitemos al comité organizador que con su trabajo en equipo logró hacer de éste un interesante evento científico. Igualmente, nuestros más sinceros agradecimientos a todos los autores que nos permiten hoy publicar sus trabajos en este libro de memorias que no es más que un compilado de los resúmenes de las cincuenta experiencias que se presentaron durante la conferencia. Este tipo de publicaciones nos permite avanzar en nuestro objetivo de enriquecer y fortalecer el conocimiento en Humedales Construidos, el cual ha crecido en las últimas décadas y actualmente nos une como profesionales y entidades cooperantes con un interés común.

Armando Rivas Hernández
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Diego Paredes Cuervo
Universidad Tecnológica de Pereira

Tabla de contenido

| | |
|---|----|
| Procesos de transformación y remoción de contaminantes..... | 1 |
| Comparación de la eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina; resultados preliminares..... | 1 |
| Mobility of P, Fe and S at the sediment – water interface determined in experimental columns using natural sediments and water from the Ciénega Tamasopo (SLP). | 6 |
| Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por drenajes ácidos de minería..... | 13 |
| Remoción de fósforo del efluente de un sistema descentralizado utilizando lodo con aluminio | 17 |
| Can wetland plants take up two pharmaceutical compounds under hydroponic conditions?.... | 21 |
| Review on constructed wetlands for the removal of emerging organic micro-pollutants | 23 |
| Eliminación de contaminantes fármacos de aguas residuales por medio de sistemas de humedales..... | 25 |
| Willow constructed wetlands to treat leachate from wood pole yards..... | 27 |
| Humedales naturales y costeros | 31 |
| Generación de gases de efecto invernadero en los sedimentos de un humedal natural eutrofizado..... | 31 |
| Evaluación y análisis ecológico de la vegetación acuática del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México..... | 36 |
| Metodología para la delimitación y caracterización de humedales en escalas 1:50,000 y 1:20,000..... | 38 |
| Distribución de sedimentos en la zona de humedales en tres subcuencas en la vertiente del Pacífico en Chiapas | 41 |
| Sistemas de Humedales para mejorar la calidad del agua..... | 45 |
| The use of floating wetlands with <i>Cyperus papyrus</i> and <i>Pontederia sagittata</i> for the treatment of a polluted urban lake. | 45 |
| Efecto de la carga hidráulica y medio filtrante sobre la eficiencia de remoción de contaminantes en humedales construidos sembrados con <i>Guadua angustifolia kunth</i> | 48 |
| Removal efficiency of a horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with corn (<i>Zea mays</i>) and sesame (<i>Sesamum indicus</i>) in a rural zone of Santa Marta, Colombia..... | 52 |
| Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la Universidad Autónoma Metropolitana de la unidad azcapotzalco en la Cd. de México, México | 55 |
| Wetlands construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas | 59 |
| Humedales de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales: efecto de varios parámetros de diseño | 62 |

| | |
|---|-----|
| Evaluación de la depuración de agua gris en un humedal artificial a escala piloto | 66 |
| Laminar height variation on pathogen removal and nitrogen in subsurface vertical flow constructed wetlands | 70 |
| Modelación de sistemas de humedales..... | 72 |
| Uso de la percepción remota, como herramienta para el monitoreo de la calidad del agua en los Humedales de Lerma, Edo. De México. | 72 |
| Modelado de la hidrodinámica del humedal artificial Las Arenitas Baja California, México...75 | |
| Aspectos educativos, capacitación y cultura del agua..... | 78 |
| Propuestas educativas sobre los Humedales para promover su conocimiento, aprecio, protección y conservación..... | 78 |
| Implementación de sistema de tratamiento de aguas residuales en el Centro Integral de Capacitación y Cultura Ambiental Agua Brava, municipio de Zapopan jal. | 81 |
| Sistemas descentralizados | 84 |
| Diseño de un humedal artificial para tratamiento de las aguas residuales domésticas de la población de Vícam, en Sonora, México | 84 |
| Humedales construidos para el reúso de aguas servidas en Chile: relación entre la zona geográfica y los parámetros críticos de control..... | 86 |
| Disinfection efficiency evaluation of a coupled system UV-H ₂ O ₂ solar with pilot scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment for reuse purposes..... | 89 |
| Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del Lago del Bosque de San Juan de Aragón..... | 94 |
| First results and future work on a constructed-wetland/reservoir-tank system used for rainwater harvesting in a university campus in Bogotá, Colombia..... | 98 |
| Evaluation of an ecological wastewater treatment system based on constructed wetlands for small rural communities | 104 |
| Rol de las plantas..... | 108 |
| Screening of five emergent wetland plant species for phytoremediation of tebuconazole (TBU) from contaminated water..... | 108 |
| Resistance and treatment capacity of four macrophytes species to leachate with wood preservatives..... | 111 |
| Plant diversity effect on horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSSF-CWs): Are two species better than one?..... | 115 |
| Assessment of organic matter removal during the treatment of stillage in a constructed wetland using <i>Canna indica</i> | 118 |
| Plant diversity and pollutant removal efficiency in constructed wetlands..... | 121 |
| Removal efficiency of domestic wastewater contaminants in horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with <i>Cyperus liguralis</i> (Cyperaceae) and <i>Echinochloa colonum</i> (Poaceae) | 123 |

| | |
|---|-----|
| Humedales subsuperficiales de flujo horizontal plantados con <i>Zantedeschia aethiopica</i> e <i>Iris sibirica</i> para la remoción de arsénico de aguas para consumo humano..... | 126 |
| ¿Afecta la adición de nutrientes la tolerancia de <i>Typha domingensis</i> a altas concentraciones de Ni? | 129 |
| Comparación de la acumulación y especiación de P en sedimentos vegetados con <i>T. domingensis</i> y no vegetados..... | 134 |
| Influencia del pH y salinidad de un efluente industrial sobre la dominancia de macrófitas flotantes y emergentes en un wetland construido..... | 139 |
| Lectura plenaria..... | 147 |
| Importancia de las constantes cinéticas para el diseño de humedales de tratamiento bajo una condición climática en México | 147 |
| Pósters | 152 |
| Zinc: sorción, estrés oxidativo y peroxidación lipídica en <i>Eichhornia crassipes</i> | 152 |
| Humedales e información georreferenciada de estadísticas ambientales en mapa digital | 156 |
| Evaluación de las emisiones de metano provenientes de humedales de flujo subsuperficial que tratan aguas servidas a través de actividad metanogénica..... | 158 |
| Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas | 162 |
| Evaluación de la cáscara de naranja como bioadsorbente para la remoción de carbamazepina en medio acuoso..... | 166 |
| Eficacia de la plata coloidal para el control de biopelícula en líneas de agua de unidades dentales..... | 169 |
| Eliminación de Cr(VI) utilizando sistemas wetlands de flujo superficial..... | 174 |
| Dinámica de los nutrientes en un humedal construido alimentado con purines porcinos..... | 179 |

Procesos de transformación y remoción de contaminantes

Comparación de la eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina; resultados preliminares

Tejeda, M. Macías, Z. López, F. Zurita

Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115,
Ocotlán, Jalisco, México
allanteor@hotmail.com

Palabras clave: Humedales subsuperficiales de flujo horizontal, Humedales subsuperficiales de flujo vertical, Carbamazepina, Potencial oxido reducción.

Introducción

El uso indiscriminado de productos farmacéuticos, así como las descargas no restringidas de aguas residuales en ambientes acuáticos, ha dado como resultado que éstos sean encontrados en aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas para consumo humano (Jones et al., 2005). Debido a su naturaleza recalcitrante, se ha reportado su presencia en efluentes de plantas de tratamiento convencionales en un amplio rango de concentraciones (Herberer, 2002). La gran diversidad de compuestos farmacéuticos encontrados hasta el momento hace imposible conocer en su totalidad y con exactitud, los efectos ecotoxicológicos y a la salud humana que pueden producir. Sin embargo, diferentes estudios con animales, han demostrado que algunos pueden ser carcinogénicos y teratogénicos o perturbadores del sistema hormonal (Rosal et al., 2010).

Los humedales artificiales se han estudiado durante la última década como una nueva alternativa de tratamiento para las aguas contaminadas con fármacos (Ávila *et al.*, 2010). La remoción de contaminantes dentro de estos sistemas se da por medio de interacciones complejas de carácter fisicoquímico y microbiológico que ocurren al hacer pasar lentamente el agua residual a través de un lecho de sustrato (arena, grava, arcilla), con raíces y rizomas de vegetación emergente. Algunos de los mecanismos que intervienen en la remoción de los compuestos farmacéuticos son la biodegradación microbiana, la captación por las plantas, la adsorción en el lecho y la volatilización (Kadlec y Knight, 1996; Matamoras *et al.*, 2008).

Las eficiencias de remoción de fármacos en los humedales artificiales son superiores a las eficiencias registradas en plantas de tratamiento convencionales. Sin embargo, y específicamente en el caso de la carbamazepina, la cual es considerada como uno de los compuestos farmacéuticos más persistentes, solo se han logrado remociones promedio en un rango de 20 a 50% en humedales subsuperficiales tanto de flujo horizontal (HSSFH) como de flujo vertical (HSSFV) (Matamoras *et al.*, 2007; Park *et al.*, 2009; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2011, 2012). Existen pocos estudios en los que se hayan evaluado sistemas de humedales híbridos enfocados a la remoción de dicho fármaco. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar la remoción de carbamazepina en tres diferentes configuraciones de sistemas de humedales artificiales híbridos.

Metodología

Este estudio se realizó en la planta piloto del Centro Universitario de la Ciénega, por un periodo de 18 semanas durante los meses de agosto a diciembre del 2013 y se prolongará hasta mayo del 2014. La instalación consta de tres sistemas de humedales híbridos y su duplicado, todos protegidos de la lluvia y la radiación solar directa. La configuración del primer sistema (S1) tiene como primera etapa de tratamiento un HSSFH y lagunas de estabilización (LE) como segunda etapa. El segundo sistema (S2) se conforma de un HSSFH como primera etapa y un HSSFV como segunda etapa. Por último, el tercer sistema (S3) consta de un HSSFV como primera etapa y un HSSFH como segunda etapa. Las celdas utilizadas para los humedales fueron fabricadas de fibra de vidrio con las siguientes dimensiones largo, ancho y profundidad. 1.2 x 0.4 x 0.5 (m), 0.48 x 0.48 x 1 (m), y 0.7 x 0.7 x 0.7 (m) para los HFSSH, HFSSV y LE, respectivamente.

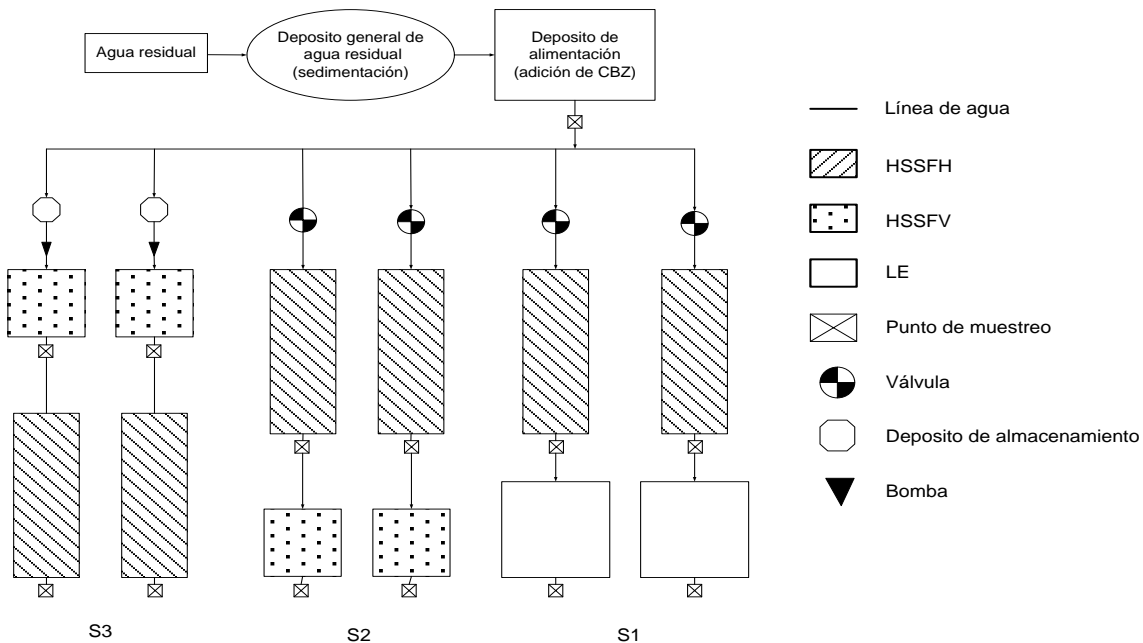


Fig. 1 – Esquema de humedales híbridos estudiados, S1: HSSFH-LE; S2: HSSFH-HSSFV; S3: HSSFV-HSSFH

En los HSSFH se plantó un policultivo de macrófitas como vegetación emergente (*Zantedeschia aethiopica*, *Iris sibirica*, *Thypha latifolia*). Esto, con el objetivo de promover el desarrollo de una mayor variedad de microorganismos que coadyuvaran en la biodegradación de la carbamazepina. A diferencia de los HSSFH, en los HSSFV sólo se utilizó una especie de planta (*Strelitzia reginae*) como vegetación emergente. En ambas configuraciones el sustrato utilizado fue tezontle, el cual es una roca volcánica de bajo costo y con una gran abundancia en México. El influente utilizado, fue una porción de las aguas residuales generadas en el mismo centro educativo. En el S1 y S2 se utilizó un régimen de flujo continuo de 23 mL min^{-1} . En contraste, en el S3 se utilizó un régimen de flujo intermitente, descargando 3 L cada 2 horas. La concentración utilizada fue de $25 \mu\text{g/L}$, la cual se obtuvo agregando 10 mg de carbamazepina a 400 L de agua residual en el depósito de alimentación (Fig. 1).

Después de un periodo de estabilización de 2 meses, se dio inicio al periodo de monitoreo. Las muestras se tomaron semanalmente, tanto a la entrada como en las salidas de cada una de las etapas de tratamiento, haciendo un total de 13 muestras. En cada caso, se tomaron 100 mL de muestra que después de una filtración para la remoción de sólidos suspendidos, se sometieron a una extracción líquido-líquido con cloruro de metileno en proporción 1:1. La detección de carbamazepina se llevó a cabo por HPLC, con una columna C18 de 75 mm de diámetro, tamaño de partícula de 5 μm , y un flujo de 1 mL min^{-1} . El programa utilizado fue un gradiente de concentración 55:45, acetonitrilo:agua acidificada al 0.1% con ácido fosfórico, respectivamente. En forma adicional se realizaron mediciones de pH, conductividad, potencial oxido reducción y oxígeno disuelto con el propósito de conocer las condiciones de operación de los sistemas.

Resultados

Al realizar el análisis de varianza con respecto a los porcentajes de remoción másica obtenidos, se encontró que los sistemas 1 y 2 son estadísticamente iguales y que existe una diferencia significativa ($p < 0.05$) con respecto al S3. Los promedios fueron de $60 \pm 17\%$ para S1, $55 \pm 15\%$ y $37 \pm 24\%$ para S2 y S3 respectivamente. Sin embargo, solo S1 muestra diferencias significativas en sus 2 etapas, con un promedio de $43 \pm 16\%$ para la primera etapa y $60 \pm 15\%$ en la segunda. La mayor eficiencia del S1 probablemente se debe a las cercanas condiciones anóxicas (OD: 0.6 – 1 mg/L, ORP: -105 – 30 mV) que predominan a lo largo del sistemas lo cual según resultados reportados por Park *et al.*, (2009) y Hai *et al.*, (2011) favorecen la eliminación de carbamazepina, no así las condiciones aerobias.

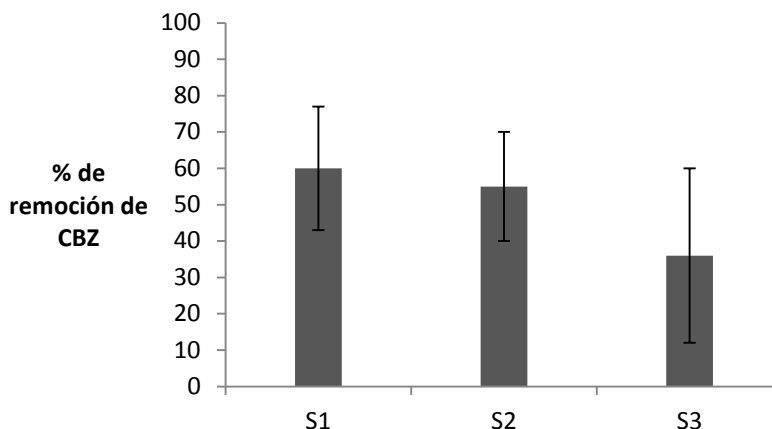


Fig. 2 - Eficiencia de remoción de carbamazepina en los 3 sistemas de humedales híbridos. Valor promedio y Desv. Est.

Por otra parte, los resultados de remoción obtenidos en los HSSFH como primera etapa de tratamiento en este estudio fueron de 45%. Esto coincide con los resultados logrados por Park *et al.*, (2009) quienes obtuvieron porcentajes de remoción de 30 – 47% pero son mayores a los logrados por Matamoros *et al.*, (2008), Hijosa-Valsero *et al.*, (2010) y Zhang *et al.*, (2011, 2012). Esta diferencia probablemente se deba a una mayor biodegradación promovida por el policultivo y/o la captación de las especies utilizadas. Por otra parte, la remoción másica promedio obtenida

en los HSSFV fue de 34%, el cual es superior al $26 \pm 14\%$ reportado por Matamoros *et al.*, (2007).

Los resultados obtenidos hasta el momento confirman la capacidad de los humedales artificiales para la remoción de carbamazepina, tal como ha sido reportado por diferentes autores (Matamoros *et al.*, 2007; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2011, 2012) y permite afirmar que es posible obtener mayores eficiencias mediante humedales híbridos. Durante el periodo de evaluación los sistemas HSSFH-LE y HSSFH-HSSFV han sido los mas efectivos, sugiriendo que las condiciones anóxicas favorecen la remoción de carbamazepina; sin embargo para obtener resultados concluyentes, la investigación deberá continuar hasta llegar a su termino.

Referencias

Ávila C., Pedescoll A., Matamoros V., Bayona J.M., García J., (2010) Capacity of horizontal subsurface flow constructed wetland system for removal of emerging pollutants: An injection experiment. *Chemosphere*, 81: 1137- 1142

Hai F.I., Li X., Price W.E., Nghiem L.D., (2011) Removal of carbamazepine and sulfamethoxazole by MBR under anoxic and aerobic conditions. *Bioresource Technology*, 102: 10386-10390

Herberer T., (2002) Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of hydrology*, 266: 175-189

Hijosa-Valsero M., Matamoros V., Sidrach-Cardona R., Martín-Villacorta J., Bécares E., Bayona J.M., (2010) Comprehensive assessment of the desing configuration of constructed wetlands for the removal pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. *Water research*, 44: 3669-3678

Jones O.A., Lester J.N., Voulvoulis N., (2005) Pharmaceutical: a threat to drinking water? *Trends in Biotechnology*, 23: 163-177

Kadlec R.H., Kinght R.L., (1996) Wetland soils. In: *Treatment Wetlands* Kadlec R.H., Kinght R.L., (Eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, New York, 63-118

Matamoros V., Arias C., Brix H., Bayona J.M., (2007) Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 8171-8177

Matamoros V., Caselles-Osorio A., Garcia J., Bayona J.M., (2008) Behaviour of pharmaceutical products and biodegradation intermediates in horizontal subsurface flow constructed wetland: A microcosm experiment. *Science of the total environment*, 394: 171-176

Park N., Vanderford V.J., Snyder S.A., Sarp S., Kim S.D., Cho J., (2009) Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetlands under anoxic condition. *Ecological Engineering*, 35: 418-423

Rosal R., Rodríguez A., Perdigón-Melón J.A., Petre A., Garcia-Calvo E., Gómez M.J., Agüera A., Fernández-Alba A.R., (2010) Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Research*, 44 (2): 578-588

Zhang D.Q, Keat S. Gersberg R.M., Sadreddini S., Zhu J. Anh Tuan N., (2011) Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37: 460-464

Zhang D.Q., Gersberg R.M., Hua T., Zhu J., Anh Tuan N., Keat Tan S., (2012) Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates. *Chemosphere*, 87:273-277

Mobility of P, Fe and S at the sediment – water interface determined in experimental columns using natural sediments and water from the Ciénega Tamasopo (SLP).

F. V. Pérez¹, M.C. Alfaro¹, R. Briones², P. Medellín³

¹Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), Av. Dr. Manuel Nava 6, Zona Universitaria, 78210, San Luis Potosí, México. Tel (444) 8262300 ext 6565.

²Instituto de Metalurgia, UASLP, Sierra Leona 550. 78210, SLP, México. ³Agenda Ambiental, UASLP, Av. Dr. Manuel Nava, Zona Universitaria. 78210, SLP, México.
perez_fv@yahoo.com.mx, alfaroca@uaslp.mx

Keywords: phosphorous, ratio ($\text{HS}^-/\text{SO}_4^{2-}$), sediment columns, porewater

Introduction

The natural wetland “Ciénega de Tamasopo” (RAMSAR Site 1814, 4MX095, 1364Ha) is located in Tamasopo, Mex. Water inputs come from springs in the upper part of the basin, probably some others discharging at the bottom of the basin, and rainwater. This wetland provides water for all purposes to 15 small towns. It maintains an important biodiversity of flora and fauna including some species identified with some level of risk. In the wetland, the recent sediments show an enrichment with organic C, N and P; sulfide and sulfates are present in the porewater and water columns. Some authors have emphasized the role of sulfides and Fe in the availability and mobility of sedimentary phosphorus (Roden and Edmonds, 1997). Giordani et al. (1996) mediated laboratory experiments demonstrated that anoxia and bacterial sulfate reduction stimulate ferric iron reduction, favoring phosphate release to porewater and thereby to the water column. While, Azzoni et al. (2005) when evaluated the influence of iron and sulfide interactions on sedimentary phosphorus cycling, observed that the great iron availability and reactivity acts as an efficient buffering capacity against sulfides.

Methodology

Six sediment cores were collected using a gravity sampler (Wildco 2404-A14) at the deepest site of the Ciénega Tamasopo Wetland. In the laboratory, from each core, the most superficial wet sediment was used to prepare experimental systems (acrylic cylinders 5.7cm diameter x 30 cm height) creating a sediment and underlying water columns of 5-7cm and 20 cm thickness respectively. Systems were constructed in duplicate using natural water from the wetland to obtain 2 controls, 2 columns where the ratio P/Fe was studied and 2 more columns to study the P/S ratio. Columns were monitored during 76 days (d) in the following stages: equilibration time (9d), with oxygen limitation (18d), at oxidizing conditions (14d), with P addition (8d) and with Fe or SO_4^{2-} addition (16d). Changes were not applied to the control columns. In the whole set of columns, water samples were regularly taken at two depths with respect to the sediment-water interface (1.5 cm above and 2.5 cm below) to study the mobilization of the elements between the water and the sediments. Each time the following parameters were determined: pH, redox potential, and the concentration of Fe^{2+} , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , and $\Sigma[\text{HS}^-]$ using standard methods. Preliminary, the effect of pH was tested by applying changes to the water column where the pH was controlled initially to 8.5 and gradually decreased to 7.5 and finally to 6.5. Each change was

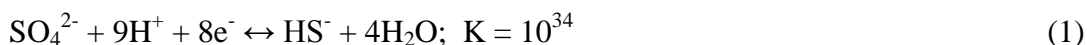
maintained for 8d. Additionally to pH, Fe and Ca were determined in samples from the underlying water.

Results

Sediment has a neutralizing capacity for acids and alkalis. The application of decreasing conditions of pH caused that the pH lowered and each time increased to values near to 7.5 even when the pH was lowered to 6.5 confirming the capacity of the wetland sediment to neutralize acids. Dissolved phosphate concentrations were not detectable and Ca concentration increased in the water with the addition of acid possibly to Ca minerals dissolution as $\text{CaCO}_3(\text{s})$. Fe in the water column concentration did not vary significantly with respect to the controls. Based on the above, the wetland has the ability to buffer small changes in pH, which could be produced by the input of acid rain or polluted water (Otte y Jacob, 2006).

Figure 1 shows the results obtained from the experimental columns. Phosphate mobility between the sediment and water has been associated to dissolution and precipitation processes with Ca and Fe. In our work, phosphate concentrations decreased under reductive conditions and increased under oxidizing conditions. This behavior seemed to be related to redox processes affecting S and so Fe; the mobility of the last one was not clearly detected however under reducing conditions the concentrations of Fe were below the detection limit of the analytical method. Iron concentration in the solution appears to be regulated by precipitation with sulfides in reducing conditions and by the Fe hydroxides formed under oxidizing conditions. In this process, PO_4^{3-} is precipitated with Fe in reducing conditions (as $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2(\text{s})$) and dissolved when this element is oxidized ($\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$). However, even if we haven't determined Ca in these experiments, PO_4^{3-} could also be mobilized when the pH decrease affecting the Ca minerals dissolution. This is congruent with our results because the initial pH first increased until $\text{pH } 9.9 \pm 0.2$ under reducing conditions and decreased to 8.4 ± 0.4 under oxidizing conditions. The mobilization of the phosphorus was more evident in oxidizing conditions (stage 3) and when Fe was added (stage 5), due to the interaction with iron compounds and precipitating as phosphate of iron or calcium. The reactivity of Fe bound P was assumed to depend on redox potential and pH (Gomez et al., 1999).

The formation of iron sulfides compounds controls the P mobilization, while Ca can have an important role to control phosphates in the wetland. The reduction of sulfates would suggest the formation of sulfides. In this work, the ratio ($\Sigma[\text{HS}^-]/\text{SO}_4^{2-}$) was 2.5×10^{-5} , extremely high considering the pH (>8) and pE (-2.08 to -1.45V) determined in the experimental columns. High sulfide concentrations as those determined (1.5×10^{-4} a 3×10^{-5} M; stage 2) in this work required high sulfate concentrations (1.6×10^{29} , and $\text{pH} < 6$; according to Ec 1); neither the $\text{FeS}_2(\text{s})$ dissolution could explain sulfides determined. Based on the above, it is possible that the co-existence of sulfides with sulfates is due to a slow redox kinetic for S in the physico-chemical conditions of the sediment columns. This probably reflects the natural conditions of the wetland because a similar situation has been observed in the sediments porewater in the lake (unpublished data).



Roden and Edmonds (1997). *Hydrobiology*, 139: 347–378.

Giordani et al. (1996). *Hydrobiology*, 329: 211–222

Azzoni et al. (2005). *Hydrobiology*, 550:131–148
 Otte y Jacob (2006). *Springer*, 9A: 57-67.
 Gomez et al. (1999) *Water Research*, 33: 2437–2447

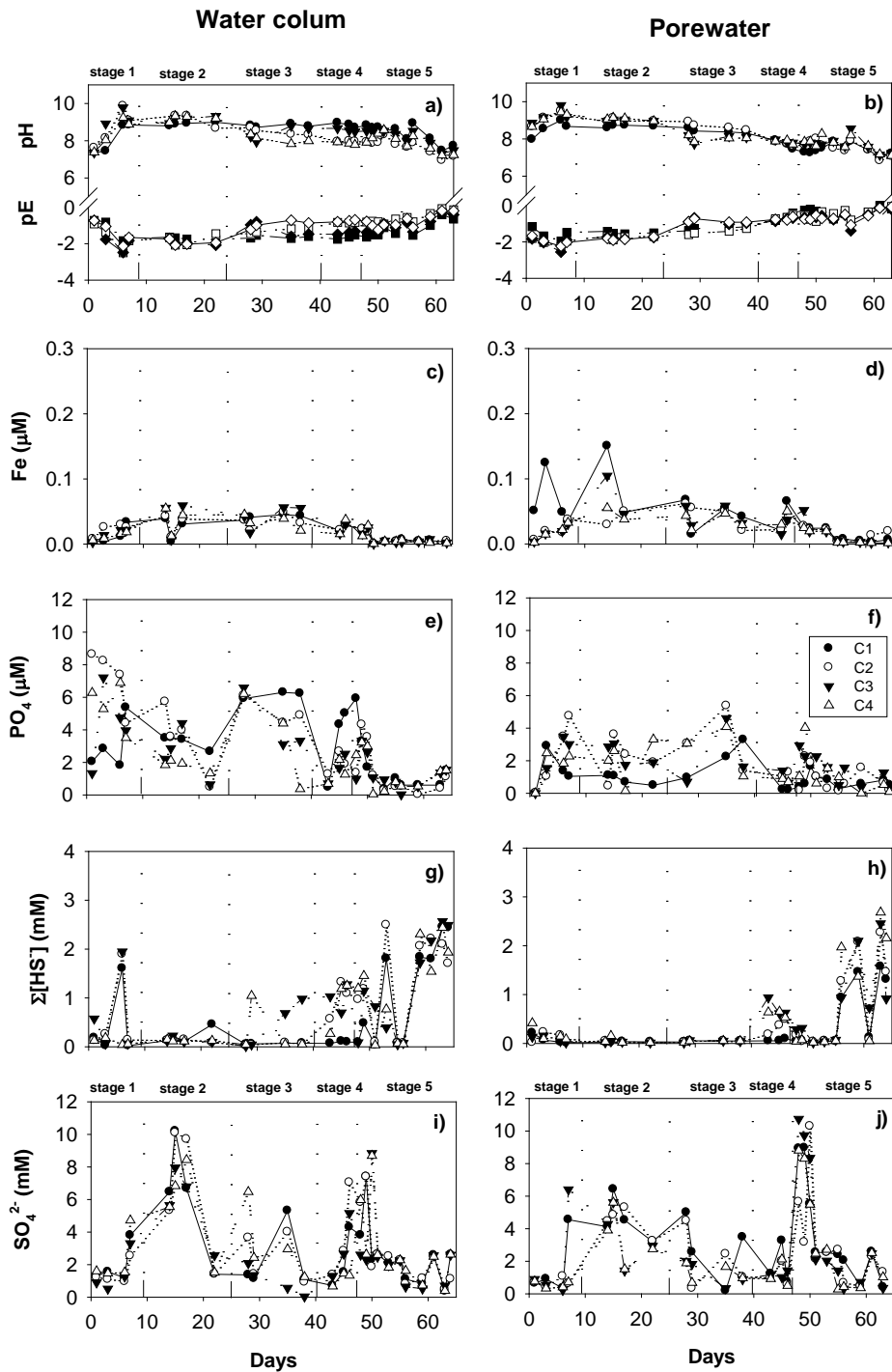


Figure 1. Redox potential, pH, iron, phosphates, sulfates, and sulfides determined in the water column (1.5cm above the sediment-water interface) and porewater (2.5cm below the sediment-water interface) of experimental columns constructed with natural sediments and water from the wetland Ciénega de Tamasopo.

Retención y distribución de arsénico en el mesocosmos de humedales construidos

M. T. Alarcón-Herrera, M. C. Valles-Aragón, M. A. Olmos Márquez

Centro de Investigación en Materiales Avanzados. CIMAV. Miguel de Cervantes 120. Complejo Industrial Chihuahua C.P. 31109. Chihuahua, Chih. México.
teresa.alarcon@cimav.edu.mx

Palabras clave: arsénico, agua, distribución, tratamiento, humedales

Resumen

El arsénico puede ser removido del agua por rizofiltración usando plantas macrófitas tolerantes al metaloide en el mesocosmos de un humedal construido. El objetivo del presente estudio, fue determinar la retención y distribución de arsénico en el mesocosmos de un humedal de tratamiento. Los experimentos se llevaron a cabo en prototipos de humedales construidos. Uno plantado con *E. macrostachya* (HA) y el otro plantado con *S. americanus* (HB) y un prototipo control sin plantar (HC). Las muestras de agua fueron tomadas a la entrada y salida de los humedales de prueba por un año. Al final del experimento, las plantas y el suelo de cada prototipo se dividieron en tres segmentos iguales (entrada, medio y salida) y se analizaron para determinar el contenido de arsénico retenido y su distribución en los principales componentes del mesocosmos (suelo y plantas). Los resultados indican que los humedales plantados tienen mayor capacidad de retención de arsénico (76% - 69%) que el no plantado (32%). El balance de masa del contenido de arsénico en los humedales con plantas, muestra que la mayor cantidad del arsénico se depositó en el suelo (73% a 66%). Solo 2% del metaloide, fue absorbido por las plantas. En el efluente de los prototipos con plantas salió el 24 y 31% de la masa de arsénico alimentada durante todo el tiempo de operación. En la unidad control sin plantas, la concentración de arsénico fue de 68%. Confirmando con ello la importancia de las plantas en la operación de los humedales construidos.

Introducción

El arsénico es un elemento no esencial para el desarrollo de los seres humanos, por lo que se considera un elemento potencialmente tóxico de alta prioridad. Su presencia en los suelos y agua es frecuente debido a diferentes actividades humanas y fuentes geogénicas. En México, el arsénico ha sido detectado en diversas fuentes de abastecimiento de agua de origen subterráneo, en más de 15 estados del País. Los humedales construidos son sistemas pasivos de depuración en los cuales se puede llevar a cabo la remoción de arsénico del agua.

Considerando estudios previos realizados en el CIMAV, a nivel de laboratorio, invernadero y de macetas, que reportaron como eficientes las especies *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus* (Olmos-Márquez, et al., 2012; Flores-Tavizón, et al., 2003). Se planteó el objetivo del presente estudio para identificar la retención y ubicar la distribución del arsénico en los principales componentes del mesocosmos de prototipos de humedales con flujo sumergido operado en forma continua.

Metodología

Prototipos. El estudio se realizó de forma simultánea con tres prototipos de humedales construidos de acrílico (largo: 1.5m, ancho: 0.5m, alto: 0.5m, pendiente del 2.5%), ubicados en el interior de un invernadero (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Los prototipos fueron llenados uniformemente con 300 kg de arena ($\rho=1.4\text{g/cm}^3$, porosidad: 38%, conductividad hidráulica: 18.53cm/h). Para tener las condiciones de flujo sumergido, el nivel del agua se ajustó a 5cm por debajo de la superficie de la cama de arena. Dos prototipos fueron plantados, uno con *E. Macrostachya* y el otro con *S. americanus* (HA y HB) y otro permaneció sin plantas, funcionando como control (HC).

Características del medio granular. El medio granular fue de arena limosa con un tamaño de partículas entre 0.05-2.0 mm.

Plantas. Las plantas de *E. macrostachya* y *S. americanus*, fueron recolectadas en campo, posterior a su estabilización fueron trasplantadas en los prototipos con una distribución uniforme y una densidad de 44 plantas/m².

Preparación del agua sintética. El sistema de prototipos de humedales construidos (HA, HB, HC) se operó en paralelo durante 343 días (Figura 1), alimentándolos con agua sintética preparada con agua de pozo adicionada de Arsenito de Sodio (NaAsO_2) para tener una concentración de arsénico de $90.66 \pm 14.95\mu\text{g/L}$, con un tiempo de retención hidráulico teórico de 2 días.

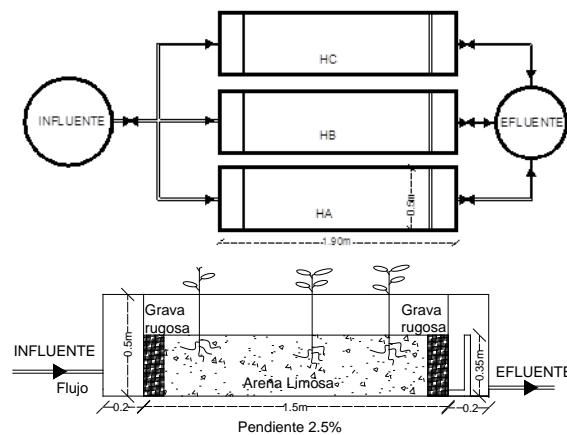


Figura 1. Prototipos de Humedales construidos, flujo Sumergido.

Determinación analítica de la concentración de Arsénico. Se tomaron muestras de entrada y salida del agua cada semana, estas fueron preparadas para análisis de arsénico por digestión ácida en un microondas (método EPA 3050). La determinación analítica de arsénico se realizó por espectrometría de absorción atómica con generación de hidruros. Para el control de calidad de las mediciones, el análisis se hizo por duplicado, utilizando blancos y soluciones estándar preparadas con material de referencia certificada High-Purity 10003-1, trazable al National Institute of Standards and Technology (NIST).

Manejo y análisis de muestras al final del experimento. La toma de muestras se realizó extrayendo 18 muestras de suelo (6 por sección: entrada, media y salida) la columna vertical de suelo en cada prototipo y plantas.

Las plantas se separaron meticulosamente del suelo limpiándolas y separándolas por sección y especie. Las muestras de suelo y planta se prepararon para su digestión en un equipo de microondas. Posteriormente se llevo a cabo la determinación analítica de arsénico por espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros. Para el control de calidad de las mediciones, el análisis se hizo por duplicado, utilizando blancos y soluciones estándar preparadas con material de referencia certificada High-Purity 10003-1, trazable al National Institute of Standards and Technology (NIST).

Resultados

El balance de masa de arsenico y su distribución entre los principales componentes del mesocosmos de los prototipos con los dos tipos de plantas y el control sin plantas se presenta en la Figura 2. Apreciándose que la mayor retención de arsenico fue en el suelo, siendo casi el doble la retención en el suelo de los humedales con plantas (66-73%) que en el prototipo sin plantas (32%). Del total de la masa entrante de arsénico a cada prototipo, salieron en los efluentes de cada unidad 24% (HA), 31% (HB) y 61% (HC). La retención de las plantas en los dos prototipos plantados fue de solo el 2%.

La capacidad de retención de arsénico en el mesocosmos de los prototipos con plantas fue mucho mayor, proporcionando al humedal una mayor eficiencia (Stottmeister, et al., 2006; Lizama, et al., 2012; Zurita, et al., 2012; Rahman, et al., 2011).

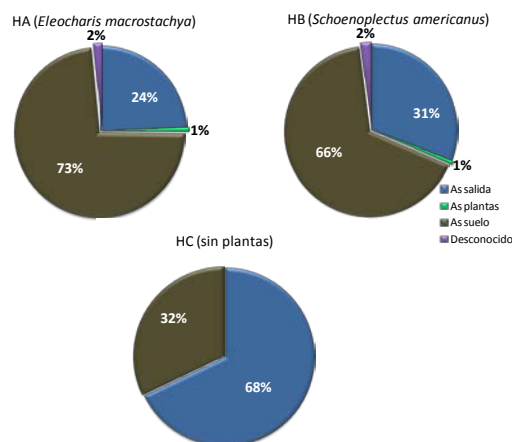


Figura 2. Balance de masa de la masa total de arsénico retenido en los principales componentes del mesocosmos (Suelo, plantas, agua efluente).

Conclusiones

La mayor eficiencia de retención de arsénico se presentó en los humedales plantados con respecto al no plantado. El suelo es el componente en donde queda retenida la mayor cantidad del metaloide. Las plantas retuvieron dentro de su estructura vegetal solo el 2% del metaloide, sin

embargo, tienen un papel muy importante para la retención de arsénico dentro del complejo funcionamiento del mesocosmos de un humedal construido.

Referencias

Lizama, K., Fletcher, T., Sun, G. (2012). The effect of substrate media on the removal of arsenic, boron and iron from an acidic wastewater in planted column reactors. *Chemical Engineering Journal*. 179, 119-130.

Olmos-Márquez, M., Alarcón-Herrera, M., Martín-Dominguez, I. (2012). Performance of *Eleocharis macrostachya* and its importance for arsenic retention in constructed wetlands. *Environ Sci Pollut Res*, 19, 763–771.

Rahman, K., Wiessner, A., Kusch, P., Afferden, M., Mattusch, J., Müllera, R. (2011). Fate and distribution of arsenic in laboratory-scale subsurface horizontal-flow constructed wetlands treating an artificial wastewater. *Ecological Engineering*. 37, 1214–1224.

Stottmeister, U., Buddhawong S., Kusch P., Wiessner A., Mattusch J. (2006). Constructed Wetlands and their Performance for Treatment of Water Contaminated with Arsenic and Heavy Metals. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 3 -23. (Lillo, 2008).

Zurita, F., Del Toro-Sánchez, C., Gutierrez-Lomelí, M., Rodriguez-Sahagún, A., Castellanos-Hernandez, O., Ramírez-Martínez, G., White, J. (2012). Preliminary study on the potential of arsenic removal by subsurface flow constructed mesocosms. *Ecological Engineering*, 47, 101-104.

Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por drenajes ácidos de minería

J. L. Galván, J.A. Cubillos, D. Paredes

Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Carrera 27 #10-02 Barrio Álamos, Pereira, Risaralda-Colombia. AA: 97 – Código postal: 660003.
jacubillos@utp.edu.co

Palabras Claves: Drenaje Acido de Minas (DAM), Humedales de Flujo Subsuperficial, Humedales Verticales, Humedal con Algas, Remoción de Zinc y Plomo.

Los drenajes ácidos de mina (DAM) son un problema ambiental y económico muy importante de la actividad minera, debido a que por sus características se encuentran en disolución diversos metales pesados que en su mayoría son tóxicos, estos vertimientos generan una disminución en el pH de las corrientes de agua receptoras, afectando la vida acuática y la salud humana, además el tratamiento de los DAM puede llegar a ser de alto costo, por lo que investigar sobre sistemas de remediación sostenibles se vuelve interesante.

La presente investigación pretendió estudiar el comportamiento de humedales construidos frente a los drenajes ácidos de mina desde la perspectiva de la remoción de metales pesados, zinc y plomo particularmente. Para este fin, se adecuaron siete humedales construidos en fibra de vidrio a escala laboratorio, los cuales se ubicaron en el laboratorio de procesos biológicos en la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira (Colombia), variando el tipo de flujo y el material de adsorción (planta o alga). En este sentido, la configuración de los sistemas es la siguiente: un humedal de flujo subsuperficial plantado (HFSSH+P), un humedal de flujo subsuperficial sin plantar (HFSSH), un humedal de flujo superficial plantado (HFS+P), un humedal de flujo superficial con algas (HFS+A), un humedal de flujo superficial sin plantar (HFS), un humedal de flujo vertical plantado (HFV+P) y por último humedal de flujo vertical sin plantar (HFV). Los humedales fueron sembrados con la especie *Phragmites australis* y las algas usadas se tomaron de las unidades sedimentadoras de la planta de tratamiento de agua potable de la ciudad de Pereira.

Los humedales construidos fueron alimentados con agua residual sintética cuyas características fisicoquímicas se acercaban a las de un vertimiento ácido de una mina de oro. Adicional a los metales pesados (zinc y plomo) en la formulación del agua sintética, se adicionó una cantidad de nutrientes como sigue: K_2HPO_4 : 1.74 mg L⁻¹; KH_2PO_4 : 8.48 mg L⁻¹; $Na_2HPO_4 - 7H_2O$: 33.31 mg L⁻¹; $(NH_4) SO_4$: 4.4 mg L⁻¹; $MgSO_4 - 7H_2O$: 22.4 mg L⁻¹; $CaCl_2$: 27.4 mg L⁻¹; $FeCl_3 6H_2O$: 0.25 mg L⁻¹. La eficiencia de los humedales construidos se determinó tomando muestras semanales del afluente y efluente de cada sistema para un total de 18 muestras por sistema y realizando el análisis de metales pesados Zinc y Plomo por medio del método zincon y formación de ditizona respectivamente, ambos métodos fotométricos. La alimentación fue llevada a los sistemas mediante bombas peristálticas, con un caudal promedio de 109 L d⁻¹, en el caso de los humedales verticales se realizó la alimentación por pulsos (24 pulsos al día de 15 min) pero conservando el mismo caudal aplicado a los demás humedales. El pH de la alimentación se mantuvo aproximadamente en 2.5 unidades, iniciando con un periodo de acondicionamiento de tres meses aproximadamente, donde se fue reduciendo este parámetro lentamente para no afectar las plantas.

Durante el tiempo de evaluación de los humedales se realizó seguimiento al crecimiento de las *Phragmites*, midiendo semanalmente la longitud de una muestra de plantas en cada humedal, donde se encontró que la mayoría de éstas no han detenido su crecimiento o muerto, lo que se atribuye al tiempo de acondicionamiento realizado al nivel de pH. En el sistema con algas, no se apreció una proliferación significativa de estas.

Se realizaron tres fases con cambios en la concentración de los metales pesados, ya que la concentración de estos elementos en este tipo de vertimientos depende de la clase de mina, la región donde se encuentra y el tipo de mineral que se extrae. En la fase 1 los humedales se alimentaron con una concentración promedio de $1280 \mu\text{g Pb}^{2+} \text{ L}^{-1}$ y $19 \text{ mg Zn}^{2+} \text{ L}^{-1}$, durante un periodo de dos meses; posteriormente en la fase 2 se evaluó durante mes y medio con la mitad de la concentración inicial y por último, en la fase 3 se alimentó con el doble de la concentración inicial.

En la fase 1, la remoción promedio más alta fue del 87% para HFS+P, 83% para HFV+P, 77% para HFS+A, y por debajo se presentaron con el siguiente comportamiento HFS>HFSSH+P>HFSSH>HFV, ver la Figura 1. En la fase 2, el mayor porcentaje promedio de remoción lo obtuvo HFS+A con 93%, seguido de HFS con 88% y 87% para HFS+P, los demás humedales se comportaron de la siguiente manera: HFSSH+P>HFV>HFV+P>HFSSH (Figura 1). Y por último, en la fase 3 para el plomo, se encontró un 89% para el HFV+P, 74% para HFSSH+P y 70% para HFS+P, y por debajo como sigue, HFS+P>HFS+A>HFV>HFSSH (Figura 1).

En cuanto al zinc, las remociones encontradas no fueron muy altas de forma general. Para la fase 1 el mayor porcentaje de remoción en promedio fue de 53% para HFS+P, seguido de 50% para HFV+P y 49 para HFSSH+P, las demás unidades se comportan como sigue: HFS>HFS+A>HFSSH>HFV, (Figura 2). En la fase 2, se obtuvo un 65% para HFS, 63% para HFV+P y 48% para HFV, y por debajo los demás humedales la remoción se mostró así: HFS+A>HFSSH+P>HFS+P>HFSSH (Figura 2). En la fase 3, el HFV+P tiene el mayor porcentaje promedio con 82%, posteriormente 63% con HFS y 55% para HFSSH+P, seguido de HFS+A>HFS+P>HFV>HFSSH (Figura 2).

Se puede inferir que el acondicionamiento de los sistemas es primordial para que estos tengan un funcionamiento prolongado. Dentro de los humedales con mejores condiciones para la remoción de plomo se encuentran los de flujo superficial plantado y con algas, además del vertical plantado. Similarmente para el zinc, se presentó el HFV+P y el HFS+P. Considerando que las algas del sistema HFS+A no mostraron un aumento apreciable de población, se puede considerar que al adicionar más de esta biomasa se puede mejorar el rendimiento del sistema, ya que éstas tienen una capacidad alta de biosorber metales pesados (Das et al., 2009; Areco et al., 2012) por otro lado, en el caso del humedal vertical se recomienda verificar la vía de remoción que se está presentando en mayor medida, como por ejemplo si es por sulfato reducción (Mayes et al., 2009; Sheoran et al., 2006), ya que se han evidenciado olores típicos de ácido sulfhídrico, con el fin de buscar favorecer esta vía de remoción para mejorar la eficiencia de este sistema.

Referencias bibliográficas

Areco, M. M., Hanela, S., Duran, J., & dos Santos Afonso, M. (2012). Biosorption of Cu(II), Zn(II), Cd(II) and Pb(II) by dead biomasses of green alga *Ulva lactuca* and the development of a sustainable matrix for adsorption implementation. *Journal of Hazardous Materials*, 213-214, 123–132. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.01.073

Das, B. K., Roy, A., Koschorreck, M., Mandal, S. M., Wendt-Potthoff, K., & Bhattacharya, J. (2009). Occurrence and role of algae and fungi in acid mine drainage environment with special reference to metals and sulfate immobilization. *Water Research*, 43(4), 883–894. doi:10.1016/j.watres.2008.11.046

Mayes, W. M., Batty, L. C., Younger, P. L., Jarvis, A. P., Kõiv, M., Vohla, C., & Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of The Total Environment*, 407(13), 3944–3957. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.045

Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105–116. doi:10.1016/j.mineng.2005.08.006

Anexos

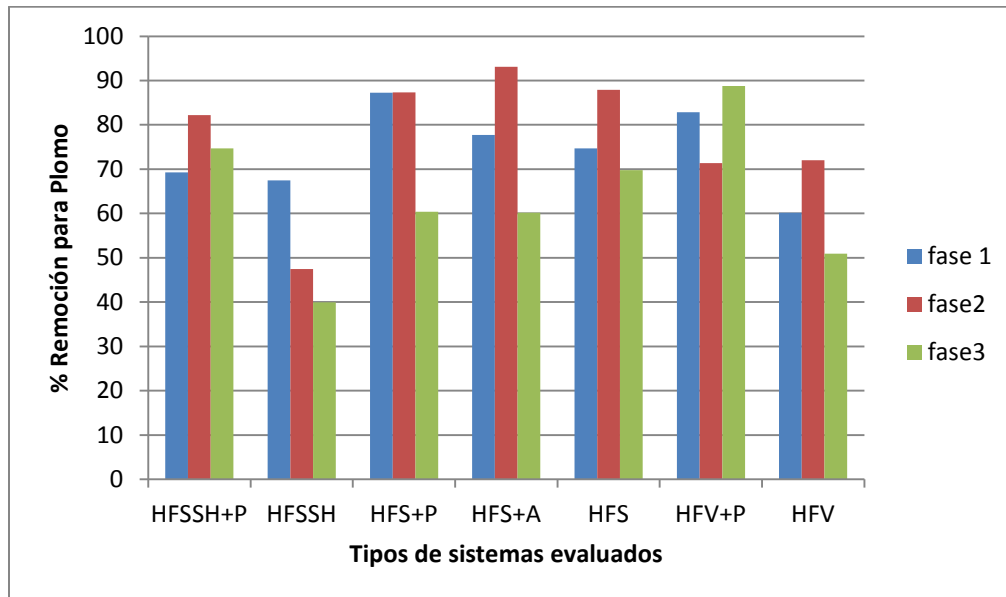


Figura 1. Porcentajes de remoción promedio para el plomo en cada fase vs. Tipos de sistemas evaluados en el estudio.

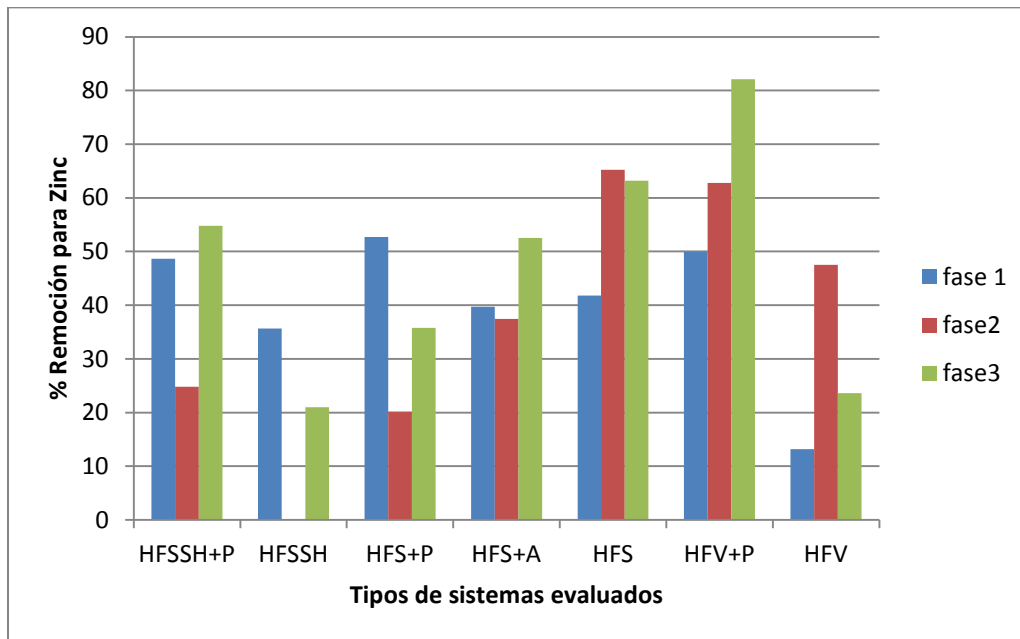


Figura 2. Porcentajes de remoción promedio para el zinc en cada fase vs. Tipos de sistemas evaluados en el estudio.

Remoción de fósforo del efluente de un sistema descentralizado utilizando lodo con aluminio

J. A. Navarro¹, M. A. Garzón²

¹Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México

²Subordinación de Tratamiento de Aguas Residuales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
javinarrofranco@gmail.com mgarzon@tlaloc.imta.mx

Palabras clave: eutrofización, isotermas de adsorción, sistemas descentralizados

Introducción

El fósforo se considera como uno de los contaminantes más importantes en aguas superficiales, pues su presencia facilita el crecimiento acelerado de algas lo cual conlleva a la eutrofización y deterioro de los cuerpos de agua naturales (Mackenzie 2010). Los sistemas descentralizados en donde la recolección, tratamiento y reutilización de las aguas residuales se realiza en el lugar o cerca del punto de generación incluye sistemas de biofiltros, letrinas, fosas sépticas y humedales construidos. Estos últimos son ampliamente utilizados ya que muestran un buen desempeño en la remoción de materia orgánica, sólidos e incluso nitrógeno, pero, se muestran inconsistentes en la remoción de fósforo. En consecuencia, de un par de décadas a la fecha, se han realizado estudios donde se han evaluado materiales que puedan funcionar como adsorbentes de bajo costo y fácil acceso (Westholm 2006).

La potabilización de aguas superficiales normalmente viene acompañada de una importante generación de lodos cuando se utilizan sales metálicas (sobre todo de aluminio) durante el proceso de coagulación. Este lodo (lodo-Al) está considerado como un desecho al cual se le debe dar una disposición final, con un costo asociado. Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo de investigación fue evaluar el desempeño del lodo-Al para remover fósforo del efluente de un sistema de tratamiento de agua residual descentralizado.

Metodología

Para la evaluación del desempeño del lodo-Al se llevaron a cabo pruebas en batch y en columna a escala laboratorio y a escala real. El lodo se colectó de una planta potabilizadora ubicada en el Estado de México.

Los experimentos en batch se llevaron a cabo para determinar la capacidad de adsorción del lodo-Al bajo tres concentraciones iniciales de fósforo (aproximadamente 5, 10 y 20 mg P-PO₄³⁻.L⁻¹). Para ello, se realizaron isotermas de adsorción donde se varió la masa de cada jarra (aproximadamente 1, 2, 3, 4, 5 y 6 g de lodo-Al) en soluciones de 500 ml y se agitaron hasta alcanzar el equilibrio a pH neutro.

Los ensayos en columna se llevaron a cabo en columnas de acrílico con un diámetro interno de 10 cm y una altura de 40 cm con un volumen útil de 3L. Cada columna contiene material para alcanzar una altura de lecho correspondiente a 40 min de tiempo de contacto de cama vacía (TCCV). Tres columnas se conectaron en serie (ver figura 1) a fin de obtener resultados con tres diferentes TCCV, las cuales se operaron con una carga hidráulica superficial de $10.8 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, lo que corresponde a un caudal diario aproximado de 83.5 L, con una concentración inicial de $11.03 \pm 0.86 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ y un pH de 7.3 ± 0.23 . Cabe señalar que se siguieron parámetros de campo como pH, alcalinidad y conductividad durante la experimentación.

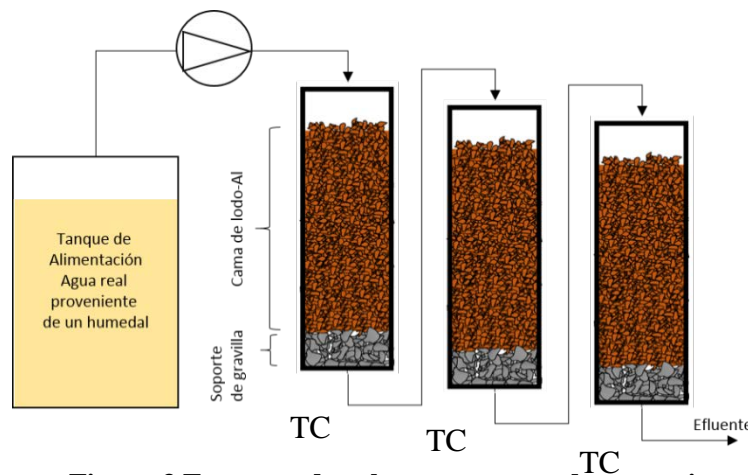


Figura 3. Esquema de columnas conectadas en serie

El ensayo en campo a escala real se realizó en un sistema descentralizado compuesto por una fosa séptica, seguido de un biofiltro con diámetro de 0.45 m, altura de 2 m y empaque orgánico. Una vez que el agua es bombeada al biofiltro, esta percola y cae en un registro para luego entrar a un humedal. El humedal tiene una longitud de 7 m en serpentín, un ancho de 0.60 m y una profundidad de 0.60 m. Finalmente, el agua escurre a un tanque enterrado de 1100 L.

Se implementó un filtro con lodo-Al, para lo cual se utilizó una columna de acrílico de 0.40 m de diámetro interno y 1.35 m de altura que se instaló dentro del tanque enterrado de 1100 L antes mencionado, se empacó con lodo-Al y se operó en condiciones reales, (variación del caudal y de la concentración de contaminantes) aplicando un caudal de aproximadamente $1350 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$. De acuerdo a lo obtenido en las columnas conectadas en serie la altura de cama que se decidió utilizar, fue de 0.85 m lo que resulta en un TCCV de aproximadamente 2 h.

Resultados

A partir de los datos obtenidos experimentalmente en las pruebas en batch, y con ayuda del modelo matemático de Langmuir, se obtuvieron los parámetros más importantes de la adsorción los cuales se muestran en la tabla 1. La capacidad de adsorción más alta se encontró con la concentración inicial más alta, alcanzando $2.58 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ después de mantener en agitación la prueba aproximadamente por 60 h. Por otro lado, las pruebas con concentraciones más bajas mostraron capacidades de adsorción más bajas (ver tabla 1). Esta tendencia revela que la concentración inicial del fósforo en la solución juega un papel muy importante en la capacidad del lodo-Al para removerlo. En la tabla 1, también se muestra la constante de afinidad b y la

constante adimensional de Langmuir (R_L) que indica si la isoterma es favorable, lineal, desfavorable e irreversible. En este caso, las tres concentraciones iniciales resultaron en isotermas de tipo favorable ya que el valor esta entre 0 y 1.

Tabla 1. Constantes del proceso de adsorción a partir del modelo de Langmuir.

| C_0 (mg P- PO_4^{3-} ·L $^{-1}$) | q_{max} (mg P- PO_4^{3-} ·g $^{-1}$) | b (L·mg $^{-1}$ P- PO_4^{3-}) | R^2 | R_L |
|---------------------------------------|---|------------------------------------|-------|-------|
| 5 | 1.07 | 0.663 | 0.950 | 0.23 |
| 10 | 1.90 | 0.565 | 0.931 | 0.15 |
| 20 | 2.58 | 0.148 | 0.894 | 0.25 |

La capacidad de adsorción determinada mediante isotermas es un buen método de comparación entre materiales a usarse como adsorbentes de fósforo, sin embargo, no puede proveer información sobre la longevidad que tendría un material en un sistema a escala real (Drizo, et al. 2002). Para ello, lo más recomendable es realizar estudios en columna. En la figura 2a y 2b se muestra el desempeño de las tres columnas de laboratorio conectadas en serie, se observa que, mantuvieron una concentración en el efluente por debajo de los 5.0 mg P- PO_4^{3-} ·L $^{-1}$ (punto de quiebre de cada columna, establecido para este trabajo) con una eficiencia aproximada de 62.21% durante aproximadamente 16 días; para el día 17 la eficiencia disminuyó a 53% superando el punto de quiebre. La capacidad de adsorción encontrada hasta el día 16 fue de 2.55 mg P- PO_4^{3-} ·g $^{-1}$ momento en el que la masa retenida en columna era de 13,227 mg P- PO_4^{3-} ·g $^{-1}$ y la masa de lodo-Al en las columnas fue de 5.2 kg. Este valor es muy útil para estimar el tiempo en que funcionará un sistema a gran escala.

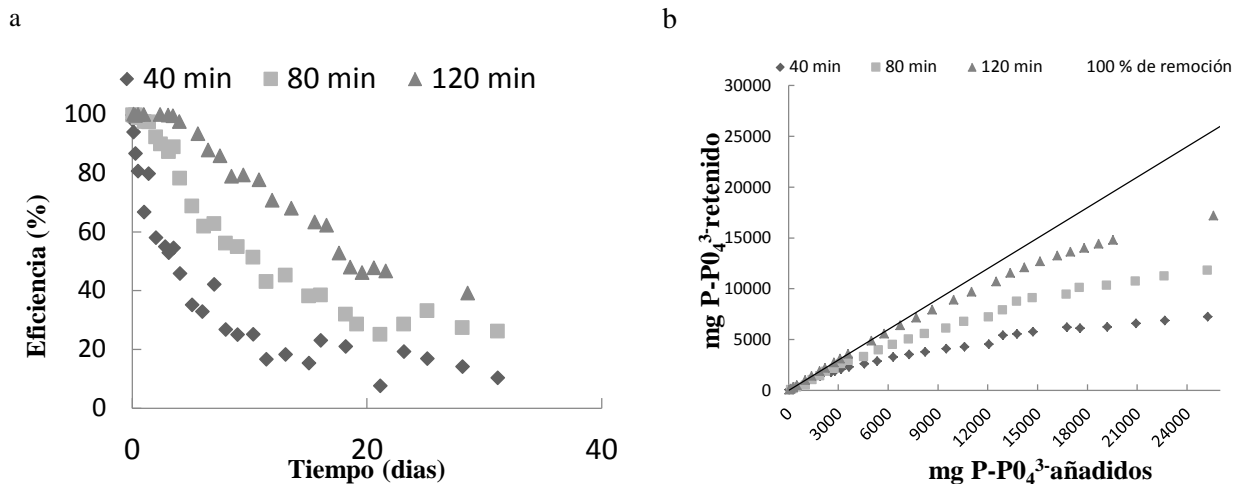


Figura 4. a) Eficiencias de remoción de las columnas en función del tiempo b) gráfico de masa añadida de fósforo contra masa retenida en las columnas

Con respecto a la prueba en campo para evaluar el lodo-Al en condiciones reales. La concentración de fósforo del agua residual después de haber pasado por el sistema de tratamiento descentralizado, varió entre 2.4 y 6.8 mg P- PO_4^{3-} ·L $^{-1}$, concentraciones atípicas de un agua residual doméstica debido a que el agua residual provenía del drenaje de un centro de investigaciones. La columna se operó durante 62 días. Durante los primeros 42 días la capacidad disminuyó de un 98% hasta un 60%. Hasta este punto el lodo-Al presentó una capacidad de adsorción (retención) de 2.1 mg P- PO_4^{3-} ·g $^{-1}$, el cálculo se realizó de la misma forma que en las

columnas a escala laboratorio. Al final del día 62, la columna aún tenía capacidad de adsorción, sin embargo, se detuvo la prueba debido a problemas de taponamiento, por el desarrollo de una película sobre el material (Iodo-Al) de empaque de la columna.

Referencias

Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C. & Chapuis, R. P., 2002. Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. *Environ. Sci. Technol.*, Volume 36, pp. 4642-4648.

Mackenzie, L. D., 2010. Water and Wastewater Engineering Design Principles and Practice. s.l.:McGrawHill.

Westholm, L. J., 2006. Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment?. *Water Research*, Volume 40, pp. 23-36.

Can wetland plants take up two pharmaceutical compounds under hydroponic conditions?

Y. Zhang¹, T. Lv¹, P. N. Carvalho¹, C. A. Arias¹, Z. Chen² and H. Brix¹

¹ Department of Bioscience, Aarhus University, Aarhus 8000C, Denmark.

² College of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, PR China.

Abstract

Constructed wetland (CW) systems is an attractive and economic alternative technology, which enables wastewater to be treated in an effective but cost-efficient way (1). Recently, as pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) were detected in various water bodies, even in drinking water, CWs have been applied for the removal of PPCPs with promising results (2). The uptake of pharmaceuticals by crop plants is a known fact widely reported in the literature (3). Although there is a significant research on the application of wetlands systems to remove PPCPs from polluted water (4), the studies about uptake of pharmaceuticals in wetland plants are scarce. A few studies have shown that some pharmaceuticals can enter both roots and leaves of wetland plants. However, plant uptake depends on the characteristics of the pharmaceuticals, on the pharmaceutical concentration and on the plant species (3). Therefore, more information is required on the factors influencing plant uptake of pharmaceuticals, in order to fully understand its implications for the use of constructed wetland system.

In this study, five constructed wetland plant species, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Berula erecta* and *Juncus effusus* were selected to study the uptake of two pharmaceuticals, ibuprofen (IBU) and iohexol (IOH), at a concentration of 10 mg/L in hydroponic culture. Each pharmaceutical treatment (three replicates) and control samples (three replicates without IBU and IOH) were kept in a growth chamber with day:night cycles (25:22°C; 16:8h light; 70%:80% relative humidity). Aqueous samples were analyzed throughout the duration of the experiment to study the removal. After 24 days, the plants were harvested and separated into root, stem and leaf and further lyophilized before being stored at -20 °C until analysis. The plant samples (0.2 g dry weight) were extracted by 10 mL of methanol/acetone (95:5, v/v) in an ultrasonic bath for 30 min. After extraction, the supernatant was cleaned-up using 0.25 g of activated charcoal. Cleaned extract was dried under nitrogen gas and re-dissolved in water:methanol (1:1). The IBU and IOH in the aqueous samples and the extracts were analyzed by high-performance liquid-chromatography equipped with a diode array detector (HPLC-DAD; Thermo Scientific Ultimate 3000). The analytes were separated on a Synergy 4 μ Polar 80 Å column (150 mm \times 2.0 mm ID) using water:0.2% formic acid as mobile phase A and methanol:0.2% formic acid as mobile phase B. Mobile phase gradient started with 100% of A (hold 2 min), linearly decreased to 35% of A (65% of B) within 2 min, linearly decreased to 0% of A (100% of B) within 9 min (hold 3 min) and finally returned to the initial conditions in 1 min and hold for extra 3 min. The flow rate was 0.25 mL min⁻¹ for 16 min, linearly increasing to 0.30 mL min⁻¹ within 1 min (hold 2 min) and finally returned to 0.25 mL min⁻¹ in 1 min. The column oven was set to 20°C, and the sampler temperature was set to 8 °C. The sample injection volume was set at 10 μ L and the detector signal was monitored at λ = 220 nm and 240 nm.

The results showed that for IBU, all plant species got nearly 100 % removal efficiency except *B. erecta* (only 70% removal) during the 24 days experiment. Regarding IOH, only *P. australis* and

B. erecta reached a high removal efficiency (nearly 80 %), while IOH was recalcitrant to the other plants. Current on-going work will produce data regarding levels of pharmaceutical uptake by the plants. Therefore, this communication intends to present the final obtained results on the importance of plant uptake for the removal of ibuprofen and iohexol from polluted waters.

Key words: constructed wetland; plant uptake; pharmaceuticals; emerging contaminants

References

Vymazal, J.; The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater; *Ecological Engineering*, (2009); 35: 1-17.

Matamoros, V., Garcia, J., Bayona, J.M.; Behavior of Selected Pharmaceuticals in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Pilot-Scale Study; *Environmental Science and Technology*, (2005); 39:5449-5454.

Carvalho, P.N., Basto, M.C., Almeida, C.M.and Brix, H.; A review of plant-pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands; *Environmental science and pollution research international*, in press (2014) DOI 10.1007/s11356-014-2550-3.

Zhang, D., Gersberg, R.M., Ng, W.J.and Tan, S.K.; Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review; *Environmental pollution*, (2014); 184: 620-639.

Acknowledgements

The study was funded by the Aarhus University Research Foundation (AUFF) Center for Advanced Water Purification

Review on constructed wetlands for the removal of emerging organic micro-pollutants

P. N. Carvalho¹, T. Lv¹, Y. Zhang^{1,2}, C. A. Arias¹, H. Brix¹

¹ Department of Bioscience, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, Building 1135, 8000 Aarhus C, Denmark

² College of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, PR China
pedro.carvalho@biology.au.dk

Emerging contaminants are a vast group of multiclass chemicals defined as newly identified or previously unrecognised pollutants. They include a long list of products of daily use, such as pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), surfactants and surfactant residues, gasoline additives, brominated flame retardants, drinking water and swimming pool disinfection by-products, nitrosamines, drugs of abuse and their metabolites, hormones and other endocrine disrupting compounds, organophosphate flame-retardants and plasticisers, nanomaterials (nanosilver and nanogold, fullerenes and other carbon-based nanomaterials), artificial sweeteners (sucralose, acesulfame, saccharin, cyclamate, aspartame), perfluorinated compounds (PFOA, PFOS, and others), polar pesticides and their degradation/transformation products, algal toxins, siloxanes, perchlorate, benzotriazoles, and more (1).

Presently, most wastewater treatment plants (WWTPs) are considered a major source of several different emerging micropollutants to the aquatic environment. Despite the low concentrations usually found (from ng/L to µg/L level), concerns regarding their presence in the environment are increasing. Additionally, no less important, may be the transformations that these compounds may undergo in the environment or during treatment in WWTPs, resulting in a wider number of unknown derivatives or transformation products (TPs) (1). Therefore, development of innovative approaches that ensure an efficient removal of these contaminants is crucial.

Constructed wetlands (CWs) have been researched in the last years as alternative and/or additional treatment systems for removal of micro-pollutants, mainly PPCPs, from effluents (2-5). The ability of CWs for the removal of pharmaceuticals is promising at both microcosm and full-scale level. Nevertheless, more research on the efficiency of CWs for the removal of emerging pollutants is needed to validate the use of this technology for the removal of different families of compounds, other than PPCPs.

We surveyed the literature regarding emerging organic micro-pollutants and constructed wetlands using the following keywords: “constructed wetlands” and “pesticides”; “surfactants”; “flame retardants”; “illicit drugs”; “nitrosamines”; “artificial sweeteners”; “benzotriazoles”; “perchlorate”; “perfluorinated compounds” and “plasticizers” to build a database with 182 scientific publications. Pharmaceutical compounds were not considered as recent review papers (from 2014) have covered this topic extensively. From the built database, of which 72% of the publications consider pesticides, the results presented in the publications were reviewed.

This communication intends to give an insight of the main achievements and current research perspectives on CWs application for the removal of emerging organic micro-pollutants, other than pharmaceuticals, from wastewaters.

Keywords: wastewater; emerging contaminants; micro-pollutants; constructed wetlands;

References

Agüera, A., Martínez Bueno, M. and Fernández-Alba, A.; New trends in the analytical determination of emerging contaminants and their transformation products in environmental waters; *Environ Sci Pollut Res*, (2013); 20: 3496-3515.

Carvalho, P.N., Basto, M.C., Almeida, C.M. and Brix, H.; A review of plant-pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands; *Environmental science and pollution research international*, (2014).

Li, Y., Zhu, G., Ng, W.J. and Tan, S.K.; A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism; *The Science of the total environment*, (2014); 468-469: 908-932.

Verlicchi, P. and Zambello, E.; How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review; *Science of the Total Environment*, (2014); 470: 1281-1306.

Zhang, D., Gersberg, R.M., Ng, W.J. and Tan, S.K.; Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review; *Environmental pollution*, (2014); 184: 620-639.

Acknowledgements

The study was funded by the Aarhus University Research Foundation (AUFF) Center for Advanced Water Purification

Eliminación de contaminantes fármacos de aguas residuales por medio de sistemas de humedales

A.S.Miceli¹, M. N. Rojas², A. P. Alfaro², H. Nájera¹, C. Orantes³, D. Escobar⁴, H. A. Guillén⁴

¹Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento norte poniente No. 1150, CP. 29039, Ciudad universitaria, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Coordinación de Ingeniería Ambiental Edificio 5, cubículo 212. Avenida Universidad # 3000. Colonia Coyoacán, Distrito Federal, México. Tel. 55 52-56-23-36-00 ext. 8663.

³Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento norte poniente No. 1150, CP. 29039, Ciudad universitaria, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

⁴Facultad de Ingeniería, Campus, Universidad Autónoma de Chiapas. Boulevard Belisario Domínguez, kilómetro 1081, Sin número, Terán. Tuxtla Gutiérrez. Ciudad universitaria. Chiapas, México, C.P.29050.

perla02mx@yahoo.com.mx, nrov@pumas.iingen.unam.mx, c_orantes@hotmail.com, guillenhugo@hotmail.com, daisyc@hotmail.com

Resumen

La creciente concentración de fármacos no metabolizados por el hombre, presentes en el agua residual ha llevado a que surjan efectos nocivos en el Ambiente. Existen varias tecnologías que pueden tratar estos contaminantes, los cuales no son degradados de una manera adecuada por las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, (PTARs), pero la mayoría de estas conllevan elevados costos de construcción, operación y mantenimiento. El tratamiento de aguas por humedales se destaca por sus bajos costos operacionales y de mantenimiento y la tolerancia para tratar una amplia gama de contaminantes. En este trabajo se estudiaron los distintos tipos de humedales existentes y beneficios que este proceso aporta, así como los daños ambientales generados por los fármacos. Los tipos de humedales más utilizados para el tratamiento de agua son: las aneas (*Typhaspp.*), juncos (*Schoenoplectusspp.*, *Scirpus spp.*), céspedes de caña (*Phragmites australis*), iris (*Iris ppl*) y palmas flotantes (*Cyperusalternifolius*). Entre otras especies se encuentran: *Scirpuscalifornicus*, *Canna spp.*, *Hemerocallis fulva*, *Colacasiaesculenta*, *Iris versicolor*, *Iris hexagonae*, *Iris pseudacorus*, *Scirpuscyperinus*, *Thaliadealbata*.

Palabras clave: Aguas residuales, contaminantes fármacos, humedales, tratamiento de aguas.

Elimination of drug residues of wastewater through systems wetlands

Abstract

The growing concentration of drugs not metabolized by human beings in wastewaters has derived in toxic effects on natural resources. Several technologies may be used to treat these contaminants that are not adequately degraded by the wastewater treatment plants (WWTP), but most of them involve high construction, operation and maintenance costs. Wetland wastewater treatment is characterized by low operation and maintenance costs as well as tolerance to a wide range of contaminants. In this work, the different types of existing wetlands and the benefits generated by this process as well as the environmental damages caused by drugs have been

studied. The most commonly used types of wetlands for wastewater treatment are: common bulrush (*Typha spp.*), rushes (*Schoenoplectus spp.*, *Scirpus spp.*), common reed (*Phragmitesaustralis*), iris (*Iris ppl*) and umbrella palms (*Cyperusalternifolius*). Other relevant species are: *Scirpuscalifornicus*, *Canna spp.*, *Hemerocallisfulva*, *Colacasiaesculenta*, *Iris versicolor*, *Iris hexagonae*, *Iris pseudacorus*, *Scirpuscyperinus*, *Thaliadealbata*.

Willow constructed wetlands to treat leachate from wood pole yards

J. Vincent^{1,2}, J. Brisson¹, Y. Comeau²

¹Institut de Recherche en Biologie Végétale, Université de Montréal. 4101 East, Sherbrooke St, Montreal, Quebec, H1X 2B2 CANADA.

²Polytechnique Montreal 2900, Édouard-Montpetit boulevard, Montreal, Quebec, H3T 1J4 CANADA
julie.vincent.4@umontreal.ca

Introduction

Storage yards of wood poles treated by preservatives such as pentachlorophenol (PCP) and chromated copper arsenate (CCA) are exposed to weather conditions and leach organic and inorganic pollutants. Of these pollutants, the most critical are highly chlorinated polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (D&F), PCP, copper, chromium and arsenic. D&F are present as impurities of PCP in wood preservatives and are recognized as the most toxic and persistent chemicals in the environment. As conventional leachate treatment technologies (e.g. advance oxidation or thermal processes) are energy consuming, expensive and not efficient for metals removal, there is a need for cost-effective, semi-passive and reliable technologies to remove wood preservatives pollution. Phytotechnologies, and more specifically constructed wetlands (CW), have been recently reported to having a promising potential in this respect.

This study is part of a research program that aims at evaluating the treatment capacity of phytotechnologies to treat such leachate. The treatment train considered consists of a sequence of 2 horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF CWs); the first aims to treat raw leachate, its effluent is then directed to the second HSSF CW planted with willows (i.e. willow-CW) to enhance treatment and evapotranspiration. In the HSSF-CW, pollutants are either retained (i.e. metals) or degraded (i.e. organics) due to oxygenation conditions (i.e. aerobic and anaerobic) types of media added to the HSSF-CW (i.e. zero valent iron and steel slag), based on physical (e.g. adsorption), chemical (e.g. dechlorination) and biological (e.g. biosorption, biodegradation) reactions. Then, the willow-CW provides a polishing step by further treatment and evapotranspiration to meet storm sewer discharge criteria. In addition to treating purpose, willows present an interesting potential for biomass valorization (Gregersen and Brix, 2001).

This work focuses on the evaluation of the performance of the willow-CW considering; (i) the pollutant (PCP, CCA, D&F) removal efficiencies, (ii) the evapotranspiration ability of willows, and (iii) the willows growth and health, using pilot-scale CW unit planted with *Salix miyabeana*.

Methods

Experimental site: The experiment was carried out at a wood pole yard site in Quebec, where pilot scale units of four HSSF CW were built to assess different design efficiencies for pollutant removals and one willow-CW was built for polishing and evapotranspiration purposes (Figure 1). All pilot units were operated since the spring of 2012. The size of the four HSSF CW units varied from 7 to 20 m², while that of the willow-CW was 48 m² (8 m x 6 m) with a depth of 1 m.

Operating conditions: The four HSSF CW were fed in parallel with the raw leachate (from the pole yard) at a flow rate of 0.5 m³/d. Their effluents were centralized at the point 12 (Figure 1)

where a pump was disposed to feed willow-CW. The effluent was discharged to a ditch leading to a storm sewer.

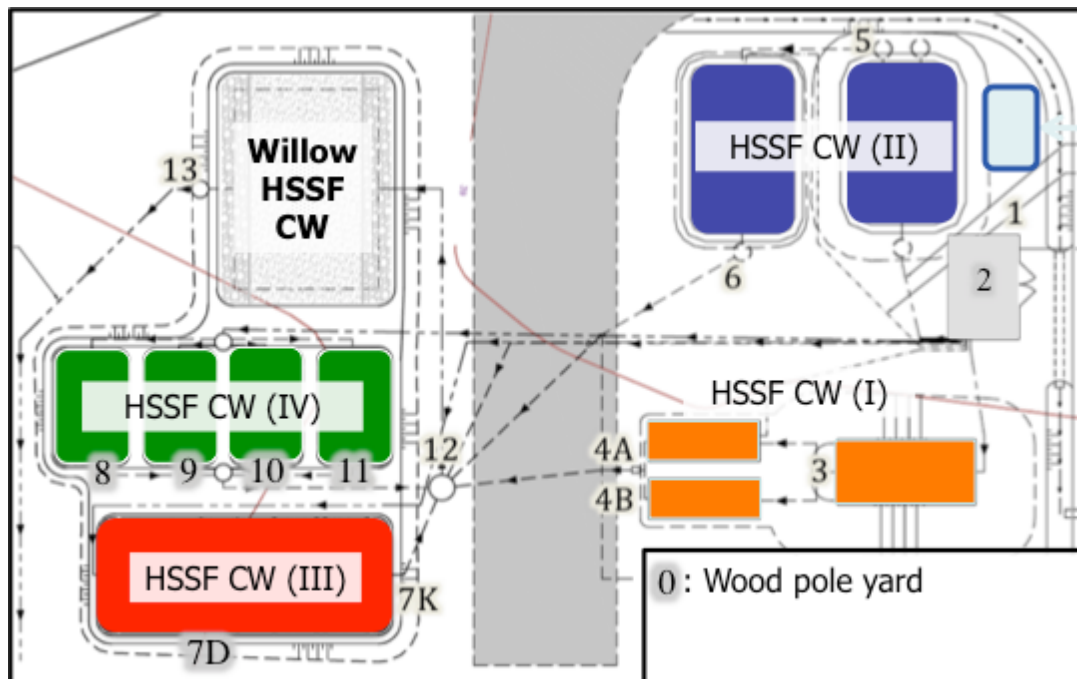


Figure 1: Schematic representation of the experimental site (numbers represent sampling point)

Data collection: Flow rate and pump operating time were recorded at the inlet and outlet of the willow-CW. A weather station was installed on-site to collect meteorological data to determine reference evapotranspiration (ET_0) according to the FAO Penman-Monteith method (Allen *et al.*, 1998). Samples were taken monthly from the combined HSSF CW effluents at the inlet of the willow-CW (point A) and from the willow-CW effluent (point B).

Chemical analyses: Samples were sent to a commercial laboratory (AGAT) for the determination of metals, phenolic compounds and dioxins and furans. Pollutants biosorption was also been investigated through the analysis of the willow tissues.

Plant features: Aboveground biomass dry weight, stem length and density were measured in November 2012. Root development was monitored by 360° belowground images captured with a root scanner (CID-600) in transparent acrylic tubes buried in the willow-CW.

Results and discussion

The four HSSF CW pilot units (I, II, III and IV) were efficient to remove chlorophenols and metals with effluent concentrations below the detection limits (i.e. [chlorophenols] < 1 $\mu\text{g/L}$; [As] < 0.02 mg/L; [Cd] < 0.01 mg/L; [Cu] < 0.1 mg/L). The main function of the willow-CW was to treat the remaining D&F. The leachate, influent and effluent willow-CW D&F concentrations are presented in Table 1.

Tableau 1: Average and standard deviation concentration for D&F in the leachate from the wood pole yard and in the influent and effluent of the willow-CW

| | Leachate | | | Willow-CW | | | |
|----------------|------------------|--------------------|------------------|-----------|------|----------|---------|
| | TEF ¹ | HSSF CW influent | | Influent | | Effluent | |
| | | Conc. ³ | TEQ ² | Conc. | TEQ | Conc. | TEQ |
| Units | pg/L | pg | pg/L | pg | pg/L | pg | pg |
| | | TEQ/L | TEQ/L | TEQ/L | | TEQ/L | TEQ/L |
| Furans | | | | | | | |
| TCDF | 0.1 | 81 | 8.1 | 1.5 | 0.15 | 1.1 | 0.11 |
| PeCDF | 0.03 | 764 | 22.9 | 1.2 | 0.04 | 1.2 | 0.04 |
| HxCDF | 0.1 | 790 | 79.0 | 9.1 | 0.91 | 1.6 | 0.16 |
| HpCDF | 0.01 | 1915 | 19.2 | 46.0 | 0.46 | 0.9 | 0.01 |
| OCDF | 0.0003 | 1745 | 0.5 | 48.0 | 0.01 | 2.0 | 6.0E-04 |
| Sommation | | 5295 | 129.7 | 105.8 | 1.57 | 6.8 | 0.32 |
| Dioxins | | | | | | | |
| TCDD | 1 | 34 | 34.0 | 0.7 | 0.70 | 1.5 | 1.50 |
| PeCDD | 1 | 310 | 310.0 | 1.5 | 1.50 | 1.4 | 1.40 |
| HxCDD | 0.1 | 1840 | 184.0 | 5.8 | 0.58 | 1.4 | 0.14 |
| HpCDD | 0.01 | 5640 | 56.4 | 485.0 | 4.85 | 2.1 | 0.02 |
| OCDD | 0.0003 | 13400 | 4.0 | 126.0 | 0.04 | 5.5 | 1.7E-03 |
| Sommation | | 21224 | 588.4 | 619.0 | 7.67 | 11.9 | 3.06 |
| Total D&F | | 26519 | 718.1 | 724.8 | 9.24 | 18.7 | 3.38 |

1 : Toxicity equivalency factors (Van den Berg et al., 1998), 2 : Toxicity equivalency, 3 : dioxins and furans contents, TCDF/D = Tetrachlorinated dibenzo-p-furans and dioxins; PeCDF/D = Pentachlorinated dibenzo-p-furans and dioxins; HxCDF/D = Hexachlorinated dibenzo-p-furans and dioxins; HpCDF/D = Heptachlorinated dibenzo-p-furans and dioxins; OCDF/D = Octachlorinated dibenzo-p-furans and dioxins

According to our results, based on toxicity equivalency (TEQ), the willow-CW treatment allowed achieving an extra 63 % D&F removal. Therefore the studied treatment chain (i.e. HSSF-CW and willow-CW) achieved a global removal of 99.5%. Although, these important removal efficiencies, it didn't allow to meet the effluent criteria objectives which is about 0.0051 pg TEQ.L⁻¹ for the summation of D&F calculated using the TEQ factors (WHO, 2006). Precipitation and evapotranspiration affected the water balance and caused unpredictable flow of wastewater through the wetland as also reported by Rash and Liehr (1999). During hot summer days of July and August with minimal rainfall and maximum day temperatures of 35°C, no outflow was recorded at the outlet of the willow-CW. Willows-CW could be built to ensure complete evapotranspiration of water or to limit the water outflow of such process trains. As plant evapotranspiration effectively concentrates the effluent the TEQ removal efficiency would be best computed considering masses of TCDD/F removed.

Willow growth and health showed no signs of growth loss despite the added pollutants. No metals were found in the willow tissues. Biosorption tissues analyses highlighted that willows preferentially bioaccumulated D&F in their roots ([D&F]_{root} = 0.12 ng TEQ/kg DW, [D&F]_{shoot} = 0.02 ng TEQ/kg DW).

Conclusions

After 14 months of treating a pre-treated wood pole leachate, a willow-CW provided an extra polishing treatment step for D&F removal. Willow growth observations showed that willows were not significantly affected in their growth and health by the pollutant contents. These results highlight that willow-CW could be used as complementary treatment of HSSF-CW for wood pole yard leachate. Nevertheless, the treatment chain efficiency needs to be improved to meet effluent criteria objectives in D&F contents (0.0051 pg TEQ/L). Willow evapotranspiration could be an interesting way to reach the zero-discharge and so avoid the effluent discharge. These preliminary results will be complemented in spring-summer-fall 2014, with additional physicochemical analysis (PCP, D&F, ACC), and biomass data that will be collected in the fall of 2014.

References

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300, 6541.
- Gregersen, P. and Brix, H. (2001). Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Sciences and Technology*. 44: 407-412.
- Rash, J.K. and Liehr, S.K. (1999). Flow pattern analysis of constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Sciences and Technology*. 40: 309-315.
- U.S. EPA - U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2006). National Recommended Water Quality Criteria - Office of Water, Office of Science and Technology.
- Van den Berg, M. *et al.* (1998). « Toxicity Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Human and Wildlife », *Environmental Health Perspectives*, vol. 106 (12) : 775-792.
- World Health Organization (WHO), (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds, *ToxSci Advance Access* published July 7, p. 56.

Humedales naturales y costeros

Generación de gases de efecto invernadero en los sedimentos de un humedal natural eutrofizado

T. R. Canchala¹, A. P. Lasso², E. J. Peña³, J. P. Silva⁴

¹Ingeniera sanitaria, Estudiante maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

²Ingeniera sanitaria, Estudiante doctorado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

³Profesor Asistente, Facultad de ciencias naturales y exactas, Departamento de Biología, Universidad del Valle Cali, Colombia.

⁴Profesor asistente, Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad del Valle Cali, Colombia.

tere2981@hotmail.com, anaplasso@gmail.com, Enrique.peña@correounivalle.edu.co,
Juan.silva@correounivalle.edu.co

Palabras clave: Humedales Naturales, Eutrofización, sedimentos, nutrientes, gases de efecto invernadero.

Introducción

Los humedales son ecosistemas acuáticos que ofrecen servicios ecosistémicos tales como la regulación del ciclo hídrico superficial, la retención de sedimentos, la estabilización microclimática, la regulación de ciclos de nutrientes, la productividad biológica, así como también la captura de gases de efecto invernadero (GEI); Infortunadamente, diferentes actividades antropogénicas, relacionadas con asentamientos urbanos, descargas de aguas residuales, agricultura, silvicultura y recreación han generado alteraciones de estos ecosistemas, trayendo como consecuencia un desequilibrio de los mismos. Uno de los principales cambios en los humedales debido a los vertimientos puntuales y difusos hacia estos cuerpos de agua, es la alteración de los ciclos biogeoquímicos (C, N y P) que ha sido sugerido como un factor que favorece la generación de GEI e incrementa la contribución de los humedales naturales al cambio climático (Huttunen *et al.*, 2002; Liikanen and Martikainen, 2003; Stadmark and Leonardson, 2005; Keddy, 2010).

Acorde con el Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC) las fuentes naturales contribuyen con el 44-54% de las emisiones de N₂O y 30-40% de las emisiones de CH₄, resaltando que los suelos y humedales tropicales aportan aproximadamente un 22-27 % de N₂O y 24 % de CH₄ (IPCC, 2001). Sin embargo, estas emisiones de GEI en los humedales pueden incrementarse teniendo en cuenta el exceso de materia orgánica y de nutrientes que se descargan a estos ecosistemas y que conducen a la eutrofización de estos cuerpos acuáticos. La eutrofización incrementa la producción primaria y la descomposición anaeróbica de la materia orgánica en los humedales acelerando el intercambio de GEI entre el humedal y la atmósfera (Huttunen, 2002). Así, los humedales intervenidos antrópicamente pueden convertirse en fuentes netas de GEI contribuyendo al cambio climático.

Dado que las investigaciones sobre el impacto de la eutrofización en las emisiones de GEI en humedales trópicos eutrofizados son escasas y que además existen incertidumbres sobre la magnitud de estas emisiones, el presente estudio tuvo como objetivos (i) Determinar la producción de GEI (CH_4 , CO_2 , N_2O) en los sedimentos de un humedal tropical eutrofizado, llamado Laguna de Sonso, ubicado en el sur occidente de Colombia (2) Determinar la influencia de diferentes parámetros ambientales (pH, T, DQO etc.) en las emisiones de GEI.

Metodología

Sedimentos de diferentes puntos fueron colectados en la Laguna de Sonso ($3^{\circ}51'43.36''$ N y $76^{\circ}20'57.12''$ W) para determinar su producción de CH_4 , CO_2 y N_2O en microcosmos a escala de laboratorio. Los puntos seleccionados en la laguna exhibieron diferentes características: P1 (Punto influenciado por procesos de sedimentación), P2 (Punto influenciado por vertimientos de aguas residuales), P3 (Punto sin cobertura vegetal) y P4 (Punto Influenciado por cobertura vegetal).

Los sedimentos colectados fueron incubados en microcosmos que consistieron de reactores batch de 500 ml. A cada una de las unidades experimentales se adicionaron 80 ml de sedimento y 160 ml de agua sintética con diferentes concentraciones de nutrientes y una fuente adecuada de carbono para simular tres estados de eutrofización M (Mesotrófico), E (Eutrófico) y H (Hipereutrófico). El período de incubación fue de 744 horas y durante el mismo se monitoreo además de la producción de CH_4 , CO_2 y N_2O , los parámetros ambientales pH, Temperatura, DQO, NH_3 , NO_3^- , NO_2^- , NT, PO_4^{3-} y PT. La medición de GEI se realizó tomando una muestra con una jeringa de 20 ml del “Headspace” de cada reactor, la cual era inyectada a un vial de 20 ml para su posterior análisis a través de cromatografía de gases.

Se aplicó estadística descriptiva a las covariables (pH, T, DQO, NH_3 , NO_3^- , NO_2^- , NT, PO_4^{3-} y PT) medidas en el agua sintética con el fin de identificar patrones de comportamiento. Adicionalmente, se evaluaron las covariables antes mencionadas como posibles parámetros predictores de las concentraciones de CO_2 , CH_4 y N_2O obtenidas en cada uno de los tratamientos mediante la aplicación de modelos lineales mixtos, los cuales fueron procesados utilizando el sistema estadístico R.

Resultados

Los resultados obtenidos indican que los sedimentos estudiados bajo las condiciones de eutrofización simuladas fueron fuente neta de CH_4 , CO_2 y N_2O (Tabla 1). Las emisiones de GEI más altas registradas en los sedimentos de la Laguna de Sonso se reportaron en P1 con un flux de 12.79 y 4.10 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ para CO_2 y CH_4 , respectivamente; por su parte la máxima emisión de N_2O se presentó en P4 con un flux de 5.63 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Las mayores emisiones de GEI en el punto P1 pueden explicarse por el aporte de sedimentos y materia orgánica del Río Cauca a la Laguna de Sonso que puede incrementar la actividad microbiana anaeróbica y por ende la generación de GEI. Adicionalmente, no se observaron diferencias significativas en las emisiones de GEI para las diferentes condiciones de eutrofización simuladas para los sedimentos de cada punto. Ello se pudo explicar por el alto contenido de nutrientes y materia orgánica observado en todos

los sedimentos colectados, lo cual sugiere que en los microcosmos no hubo limitación de estos elementos para que ocurriera la formación de GEI.

Tabla 2. Emisión de CO₂, CH₄ y N₂O en sedimentos

| ESTADO EUTROFIZACIÓN | FLUX CO ₂ | | | |
|----------------------|--|------|------|------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 |
| | (mg.m ⁻² .h ⁻¹) | | | |
| SN | 11.14 | 6.98 | 4.79 | 7.88 |
| M | 12.79 | 7.62 | 7.08 | 7.60 |
| E | 10.57 | 6.56 | 7.06 | 7.04 |
| H | 11.75 | 7.64 | 6.21 | 8.63 |
| ESTADO EUTROFIZACIÓN | FLUX CH ₄ | | | |
| | P1 | P2 | P3 | P4 |
| | (mg.m ⁻² .h ⁻¹) | | | |
| SN | 4.10 | 1.83 | 0.78 | 1.22 |
| M | 3.98 | 2.07 | 1.46 | 1.29 |
| E | 3.34 | 2.39 | 1.79 | 1.44 |
| H | 3.24 | 2.13 | 1.58 | 1.41 |
| ESTADO EUTROFIZACIÓN | FLUX N ₂ O | | | |
| | P1 | P2 | P3 | P4 |
| | (µg.m ⁻² .h ⁻¹) | | | |
| SN | 3.23 | 1.83 | 1.16 | 1.75 |
| M | 2.33 | 1.11 | 1.49 | 1.36 |
| E | 2.39 | 1.77 | 1.76 | 2.62 |
| H | 2.31 | 1.07 | 1.91 | 5.63 |

La dinámica de generación de CO₂, CH₄ y N₂O de los sedimentos provenientes del punto P1 se muestra en la figura 1 a diferentes condiciones de eutrofización. En las primeras horas de incubación de los sedimentos se observa producción de CO₂ y CH₄, alcanzándose valores máximos alrededor de las 200 h. Se observa que las concentraciones de óxido nítrico incrementan notablemente cuando las concentraciones de CH₄ disminuyen a concentraciones cercanas a cero.

En general, los modelos estadísticos que correlacionaron las concentraciones de CO₂ y CH₄ obtenidos para los 4 puntos de muestreo evidenciaron que las emisiones de CO₂ y CH₄ se ven influenciadas principalmente por la materia orgánica y nutrientes. Este resultado es acorde con lo reportado por Schrier-Uijl *et al.*, (2011) quien cuantificó las emisiones de CO₂ y CH₄ en zonas de turba, canales y lagos. Adicionalmente, autores como Stadmark y Leonardson (2005) y Liikainen *et al.*, (2002) encontraron que el incremento de materia orgánica estimularon la emisión de CO₂. En este estudio las emisiones de N₂O fueron favorecidas por las concentraciones NO₃⁻, resultado acorde con autores como (Liikanen *et al.*, 2002; Stadmark and Leonardson, 2005; Stadmark and Leonardson, 2007) quienes han reportado que el incremento de la disponibilidad de NO₃⁻ inciden

directamente sobre la emisión de N_2O debido a que el NO_3^- toma importancia como aceptor de electrones para microorganismos quimiorganotrofos y al mismo tiempo estimula la desnitrificación.

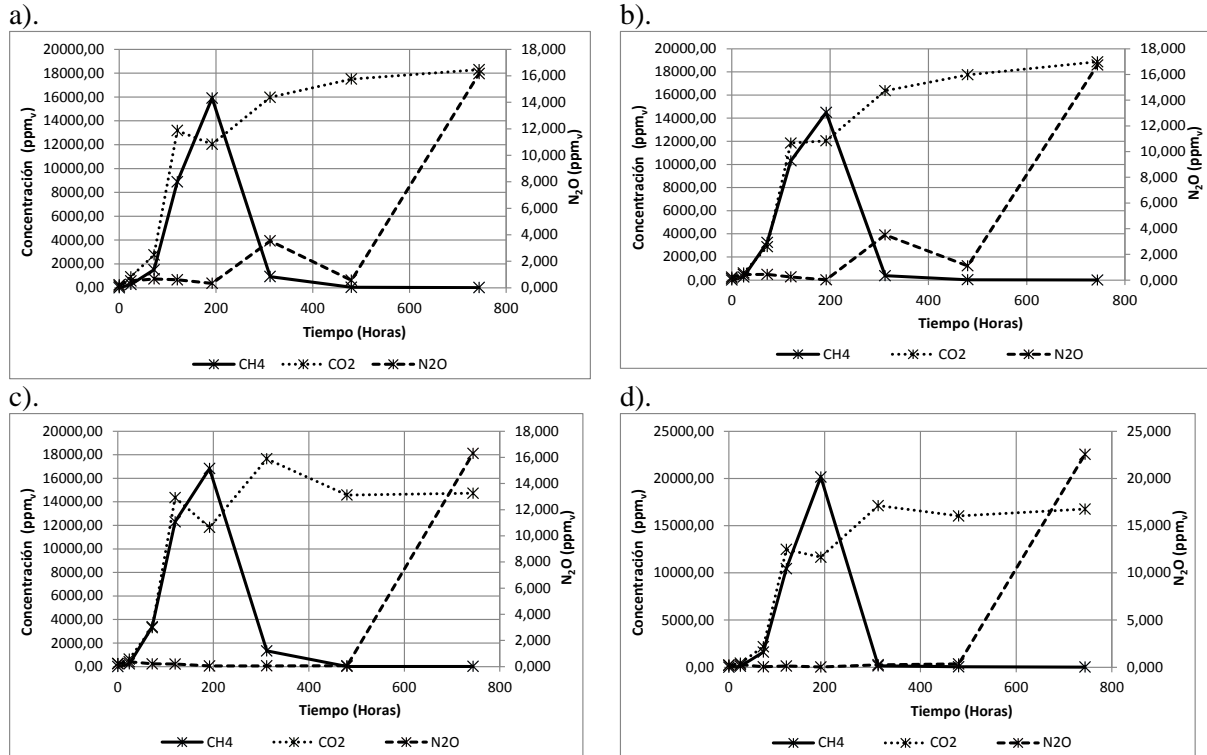


Figura 5. Comportamiento CO₂, CH₄ y N₂O (P1)
a) H, b) E, c) M y d) SN

Agradecimientos: Los autores agradecen a la Universidad del Valle y al proyecto financiado por Colciencias mediante la convocatoria No 569 de 2012 “Secuestro y emisión de gases de efecto invernadero en humedales estratégicos del Valle del Cauca” por el apoyo económico para la realización de este trabajo de investigación.

Bibliografía

Huttunen, J. T., Väisänen, T. S., Heikkinen, M., Hellsten, S., Nykänen, H., Nenonen, O. and Martikainen, P. J. (2002) Exchange of CO₂, CH₄ and N₂O between the atmosphere and two northern boreal ponds with catchments dominated by peatlands or forests. *Plant and soil*, 242, 137-146.

IPCC (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

Keddy, P. A. (2010) *Wetland Ecology: Principles and Conservation*, Cambridge University Press.

Liikanen, A., Flöjt, L. and Martikainen, P. (2002) Gas dynamics in eutrophic lake sediments affected by oxygen, nitrate, and sulfate. *J. Environ. Qual.*, 31, 338.

Liikanen, A. and Martikainen, P. J. (2003) Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52, 1287-1293.

Schrier-Uijl, A., Veraart, A., Leffelaar, P., Berendse, F. and Veenendaal, E. (2011) Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry*, 102, 265-279.

Stadmark, J. and Leonardson, L. (2005) Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25, 542-551.

Stadmark, J. and Leonardson, L. (2007) Greenhouse gas production in a pond sediment: Effects of temperature, nitrate, acetate and season. *Science of the total environment*, 387, 194-205.

Evaluación y análisis ecológico de la vegetación acuática del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México.

R. I. Huerto¹, A. A. García²

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Paseo Cuauhnáhuac # 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos. México.

²Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Ciudad Universitaria. Morelia, Michoacán. México.
rhuerto@tlaloc.imta.mx, amador.umich@gmail.com

El Lago de Pátzcuaro se ubica en el estado de Michoacán, es el tercero más grande del país y se encuentra en un proceso natural y acelerado de eutroficación, donde el material de los suelos que conforman la cuenca, es acarreado por la erosión, provocando gran asolvamiento al vaso, aunada con una notable disminución en su profundidad y la descarga de aguas residuales no tratadas, así como descargas no puntuales, favoreciendo por lo tanto el desarrollo de las plantas acuáticas y semiacuáticas en su periferia. Las cuales este momento alcanzan 1,690 de las 10,167 ha totales que tiene el lago (IMTA, 2008).

Para cubrir las metas de este estudio, como primeros objetivos se planteo identificar a las hidrófitas existentes en el lago, ubicar mediante cartografía y describir ecológicamente los sitios en donde están las principales poblaciones de estas especies, así como estimar la biomasa de las principales comunidades de plantas acuáticas. Por tal motivo se visitaron 55 sitios distribuidos en todo el lago que incluyeron el muestreo de la estructura y composición de las comunidades vegetales. Se emplearon en cada sitio 10 unidades de muestreo circulares de 1 m² de cuyos datos se estimó la Frecuencia-Abundancia-Dominancia y el Valor de Importancia conforme a lo asentado por Cox (1990).

Se registraron 49 especies de fanerógamas (incluyendo 1 helecho), representando en total a 25 familias. Destaca que la familia que contribuye de manera más significativa a dicho listado es la Poaceae o Graminae. Por otro lado, los registros del valor de importancia por especie, ordenados por sitio de muestreo y de acuerdo con la clasificación de formas de vida de hidrófitas de Sculthorpe (1985) permitió el reconocimiento de 3 tipos generales de transiciones, es decir, secuencias en que las distintas poblaciones de hidrófitas se arreglan desde el interior del lago hacia la parte terrestre dando lugar a comunidades generales y distinguibles. Por el arreglo en que dichas comunidades transicionan hacia tierra se contabilizaron 15 combinaciones. Las combinaciones que incluyen *Eichhornia* y *Typha* en áreas con menor pendiente son en las que se acumula más biomasa y diversidad visibles; las combinaciones donde no aparecen éstas plantas, en condiciones de mayor pendiente, son las que acumulan menor biomasa y diversidad visibles. La mayoría de las transiciones colindan hacia la ribera con actividades agropecuarias. A partir de esta información se obtuvo el mapa de cobertura de la vegetación actualizado y se comparó con imágenes obtenidas en tres décadas anteriores.

En cuanto a la determinación de la biomasa se obtuvieron los pesos secos de 60 unidades de muestreo de 0.25 m² correspondientes a las comunidades de hidrófitas sumergidas (principalmente *Ceratophyllum demersum*); hidrófitas adheridas a substrato con hojas flotantes (*Nymphaea mexicana*); Comunidades de herbáceas que representan a las comunidades

adyacentes a los bordos y zonas adyacentes de cultivos agrícolas o de uso pecuario, pero que se conforman principalmente por especies acuáticas entre las que destacan *Berula erecta*, *Eclipta alba*, *Sagittaria latifolia*, *Hydrocotyle ranunculoides* e *H. verticillata*. Las muestras incluyeron también otras flotadoras de los géneros *Lemna*, *Wolffiella* y *Azolla*.; *Eichhornia crassipes* y comunidades de 3 hidrófitas emergentes de los géneros *Typha*, *Arundo* y *Schoenoplectus*.

Para efectos de la distribución de los resultados de biomasa obtenidos a nivel puntual se utilizó el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) empleando para ello el software IDRISI-ANDES, el cual representa niveles relativos de concentración de clorofila, y por otro lado se optó por reclasificar en dos grandes grupos la información puntual obtenida: por un lado el conjunto de hidrófitas sumergidas, flotadoras y herbáceas cuyos pesos seco promedio por unidad de superficie no alcanza los 2 kg/m² y por otro las emergentes, cuyos promedios de peso seco rebasan los 4 kg/m².

Usando esos dos grandes grupos espaciales reconocibles se recategorizaron los 15 distintos polígonos de tipos y subtipos de transiciones identificadas con anterioridad y, por otro lado, se reclasificó el mapa de NDVI en las 9 categorías correspondientes a las 9 categorías generales de peso seco obtenidos en promedio. Con esta información se reclasificaron los valores de biomasa para su extrapolación en la imagen generada de NDVI.

El mapa resultante permite mostrar las áreas con mayor concentración de biomasa, lo cual es información muy útil para realizar programas de control de la vegetación, así como las zonas de mayor importancia, por el riesgo potencial que representan. Se observa que la biomasa contenida en las distintas comunidades adheridas emergentes es casi 60 veces superior a las comunidades flotadoras-sumergidas, sean estas adheridas o libres.

En la mayoría de estudios consultados los trabajos se concentran en la caracterización de las distancias hacia tierra que ocupan las especies de hidrófitas y la profundidad en que aparecen. En el presente estudio se prefirió sacrificar este tipo de exactitud métrica para otorgarle su peso a este aspecto en el análisis cartográfico. Además, las especies flotadoras y emergentes llegan a ocupar centenas y hasta miles de metros en ciertos puntos.

La validez del NDVI obtenido es aceptable pues el mecanismo para su obtención sigue el estándar aceptado internacionalmente. Sin embargo, se requieren muchas más comunidades por muestrear incluso dentro del cuerpo de agua para con ello obtener un modelo o una validación estadística de los resultados. Se recomienda generar un índice de naturalidad regional de las riberas del lago con los datos ecológicos (composición, estructura, biomasa), sociales (uso) e históricos (descargas, niveles del lago, etc.) que permitan proyectar las mejores condiciones de restauración ecológica del lago, lo cual está proyectado en una segunda etapa de estudio.

Palabras clave: humedales, ecología, biomasa, sistemas de información geográfica.

Metodología para la delimitación y caracterización de humedales en escalas 1:50,000 y 1:20,000

J. E. Brena, C. Castillo y A. I. Wagner

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532. Col. Progreso, Jiutepec
Morelos, México CP 62550.

Teléfono 52 (777) 3293600 ext. 863, 104, 530

jbrena@tlaloc.imta.mx, cervando@tlaloc.imta.mx, awagner@tlaloc.imta.mx

Palabras clave: Inventario de Humedales, Gestión integrada de recursos.

Resumen

Actualmente se reconoce la importancia de los humedales por los bienes y servicios que proporcionan a la sociedad. Como parte del sistema hidrológico de las cuencas, los humedales almacenan y regulan los flujos de las aguas superficiales y subterráneas y contribuyen a su calidad por la filtración de sedimentos y sustancias químicas.

La superficie de humedales en México es de 10,033,623 ha (CONAGUA, 2012). Muchos de estos ecosistemas enfrentan un grave deterioro y sobre-explotación por la extracción y contaminación de sus aguas, la desecación para la construcción de infraestructura urbana y turística o su conversión a usos productivos (agrícolas, acuícolas y pecuarios). Para revertir la pérdida de los humedales del país es necesario implementar políticas de conservación sustentadas en inventarios actualizados que apoyen el establecimiento de programas destinados a manejar con bases reales los humedales a nivel local, regional y nacional.

El presente trabajo analiza la situación de los humedales en tres cuencas en la vertiente del Pacífico, ubicadas en el estado de Chiapas, México; donde se aplica y adapta la metodología para la delimitación y caracterización desarrollada para el Mapa Nacional de Humedales Potenciales (INEGI, 2007) en escala 1:250,000 y se desarrolla un procedimiento para la delimitación en escalas 1:50,000 y 1:20,000. Ambas metodologías se complementan y emplean técnicas de Percepción Remota con base en una serie de imágenes satelitales tomadas entre 1986 y 2010; así como de cartografía temática digital procesada en un Sistema de Información Geográfica para la evaluación del comportamiento espacial de las diferentes capas temáticas a través del tiempo. Con base en la dinámica temporal de la vegetación asociada a los humedales; así como del comportamiento de los diferentes usos del suelo, se detectan problemas ambientales y amenazas derivadas de actividades socio-económicas no compatibles ecológicamente con la preservación de los humedales lo que permite apoyar un plan de manejo integral de los recursos presentes en la cuenca que promueva un aprovechamiento sustentable.

Como resultado del presente trabajo se obtuvieron los siguientes productos: a) metodología para la delimitación de los humedales en escalas 1:50,000 y 1:20,000 bajo un contexto de cuenca hidrográfica; b) mapas con la distribución de humedales para las escalas mencionadas; c) Mapas de uso de suelo y vegetación a nivel de cuenca hidrográfica y zona de humedales en escala 1:50,000 y para la zona de humedales en escala 1:20,000. En la figura 1 se presenta el mapa con la distribución de clases detalladas de uso de suelo y cobertura vegetal correspondiente al año 2010 y en la figura 2 el mapa con los resultados del proceso de delimitación y clasificación de la

zona de humedales localizados en la zona de estudio en escala 1:20,000; en donde se puede apreciar la distribución de humedales fluviales que en escalas mayores quedan fuera del rango de representación cartográfica.

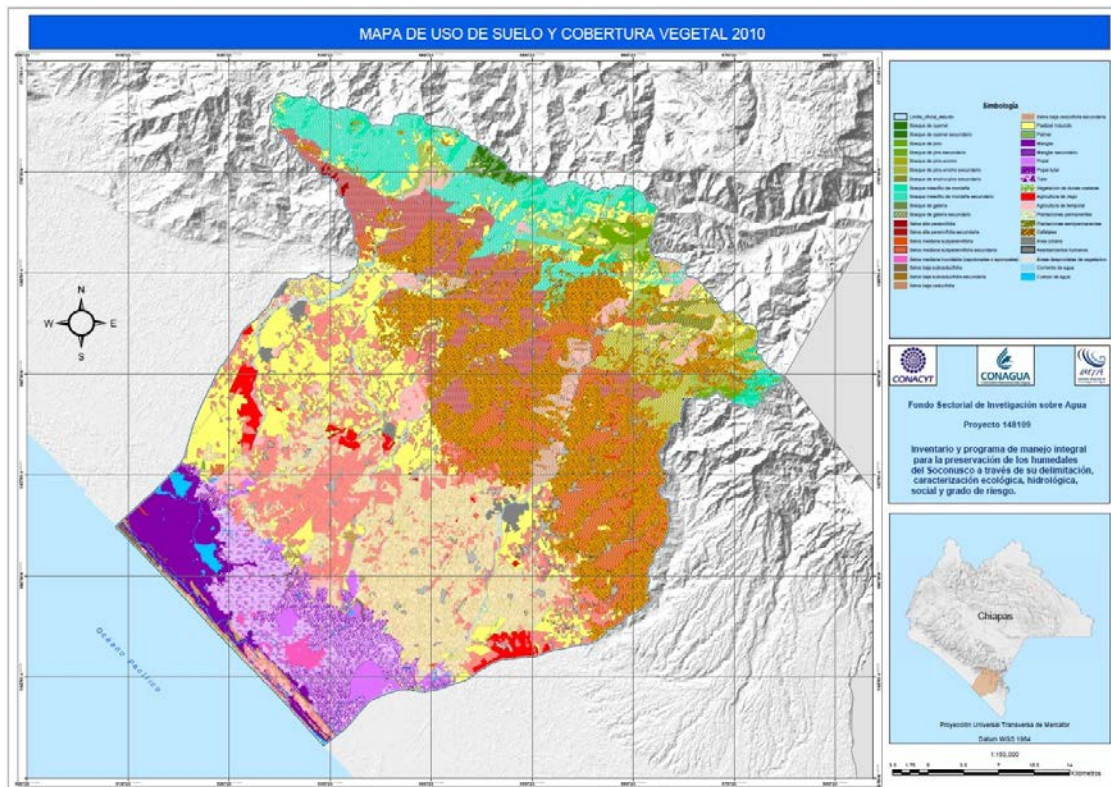


Figura 1. Distribución espacial del uso del suelo y vegetación en 2010.

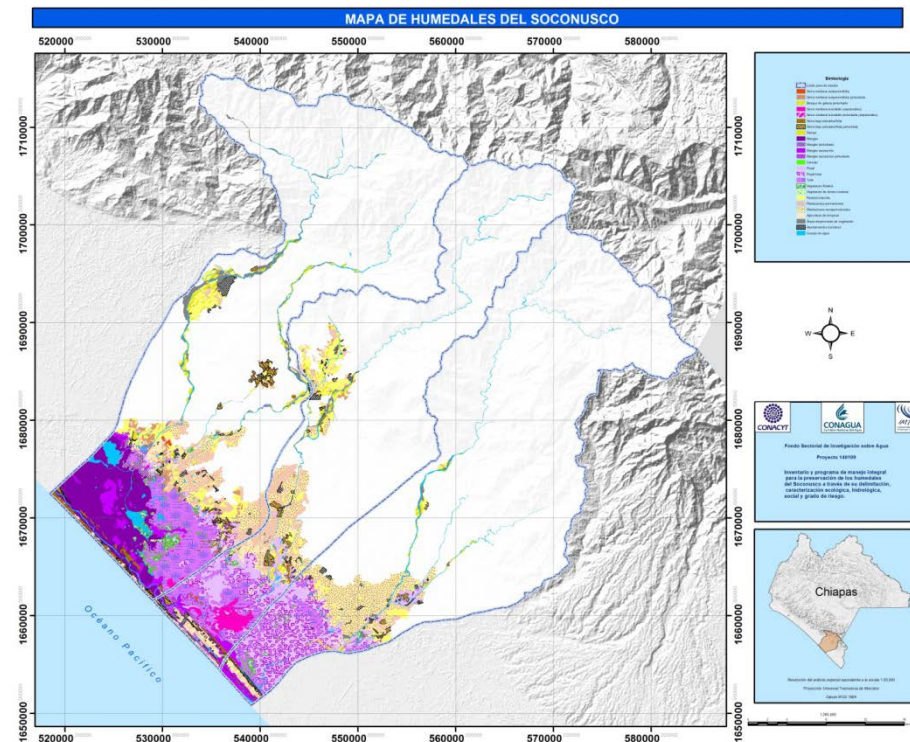


Figura 2. Distribución de las zonas ocupadas por humedales en la zona de estudio.

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, se determinó que de un total de 232,493 ha catalogadas como humedales, 54,649.4 ha presentan diversos grados de deterioro.

Para determinar el uso prospectivo del suelo y la vegetación se aplicó el proceso Ca-Markov; empleando los mapas generados para 1986 y 2010, obteniéndose la distribución potencial de los usos del suelo y la vegetación para el año 2030, periodo establecido en la Agenda del Agua. El algoritmo utiliza cadenas Markovianas que permiten calcular la probabilidad de cambio de una clase a otra con base en la matriz de cambios de un cierto lapso. La idea subyacente es que los cambios observados en un periodo de tiempo tienen tendencia a repetirse en un periodo posterior (Paegelow et al, 2003). Para su aplicación se genera una matriz de transición que toma en cuenta la imagen de un momento inicial (el uso del suelo y vegetación del 1986) y la imagen actual (el uso del suelo y vegetación del 2010). Para cada categoría se calcula la superficie que permanece con el mismo uso del suelo en el lapso de tiempo considerado y la superficie cuyo uso del suelo cambia a otra categoría. A partir de la matriz de transición, el programa elabora una matriz de probabilidad de cambio entre las 24 clases que fueron establecidas. Las probabilidades de cambio de una clase a otra se obtienen dividiendo la superficie de cambio de una clase a otra por el total de la superficie de la clase en el pasado.

Una vez definidas las superficies para el escenario tendencial a futuro, el programa requiere de elementos para identificar las zonas dónde se llevarán a cabo estos cambios.

Para cada clase se requiere de un mapa de aptitud, que evalúe la probabilidad que una clase exista en un punto con base en las características de este punto.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el área de estudio, se mantiene una tendencia a incrementarse las áreas con usos de suelo agropecuario a costa de la reducción de las superficies correspondientes a las clases de vegetación natural.

El análisis espacial del aprovechamiento de los recursos naturales en la cuenca permitió observar una fuerte presión directa e indirecta sobre los sistemas acuáticos. En el caso de afectación directa, se detectó una reducción de la superficie del humedal, mediante el drenado de superficies y cambio de uso de suelo y como afectaciones indirectas, se encontró que en gran parte de los aprovechamientos realizados tanto en cuenca alta, media y baja, no son compatibles ecológicamente con la vocación del suelo, lo que da origen en la cuenca alta de un proceso de deslizamiento y erosión del suelo, cuyos sedimentos se depositan principalmente en la zona de humedal costero ubicado en la cuenca baja, deteriorando continuamente las condiciones del hábitat acuático.

Como conclusión podemos afirmar que este tipo de estudios permite dimensionar, delimitar y caracterizar las zonas ocupadas por humedales; y proporcionan la información de apoyo necesaria para el planteamiento de acciones y programas para el uso y manejo sustentable de los recursos naturales, de la riqueza y biodiversidad disponible en los humedales y en las cuencas hidrográficas.

Distribución de sedimentos en la zona de humedales en tres subcuencas en la vertiente del Pacífico en Chiapas

C. Castillo, J. Brena, A. Wagner, P. Alonso

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos.

cervando@tlaloc.imta.mx, jbrena@tlaloc.imta.mx, awagner@tlaloc.imta.mx,
palonso@tlaloc.imta.mx

Resumen

La presencia de sedimentos en la zona de humedales de las subcuencas de los ríos Laguna del Viejo y Tembladeras, Despoblado y Huixtla, se ha incrementado por acciones antrópicas que han alterado la vegetación natural y la hidrografía; al sufrir alteraciones se incrementa la pérdida de suelo, teniendo como consecuencia que una parte considerable de sedimentos finalmente lleguen a la zona de humedales.

El objetivo de este trabajo es ubicar espacialmente en la zona de humedales los puntos principales de descarga de sedimentos que provienen de aguas arriba y ubicar espacialmente su distribución cercana a estos puntos.

Para lograr el objetivo se evaluaron siete Indicadores de Vulnerabilidad para cuantificar el deterioro de las subcuencas:

Cambio de cobertura vegetal y uso de suelo (1986 y 2010)

Número de poblaciones y densidad de la población

Erosión potencial del área estudiada

Cambios provocados por la acción humana en la hidrografía

Evaluación de la condición de la vegetación riparia

Calidad del sistema acuático a partir de bioindicadores (tipo de comunidad de invertebrados)

Condición de la fauna considerando fauna potencial vs fauna observada

Para tener un análisis detallado de los indicadores en las subcuencas se dividieron en parte alta, media, baja y zona de humedales. Para lograrlo se aplicaron cuatro criterios que están circunscritos a las condiciones intrínsecas de una cuenca: drenaje superficial, uso del suelo y vegetación, altitud y clima. Finalmente la zona de estudio quedó dividida en 12 zonas.

El cambio de uso del suelo y vegetación en las subcuencas se llevó a cabo a partir de un análisis temporal con diferencia de 24 años; para lograrlo se utilizaron imágenes de satélite LANDSAT TM para 1986 Y SPOT 5 para 2010. Como resultado se obtuvieron dos mapas con 24 clases identificadas, siendo las mismas clases en ambos mapas.

Número de poblaciones y densidad de la población. Los datos utilizados se obtuvieron del Censo de Población y Vivienda 2010 para el Estado de Chiapas que publicó el INEGI en 2011. La

densidad de población y número de ellas en un área determinada es un agente de presión sobre los recursos naturales porque es un medio para su alimentación y para su subsistencia.

Erosión potencial del área estudiada. Para obtener la erosión potencial se utilizó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, por sus siglas en inglés), la cual está compuesta por seis variables que se expresan numéricamente: erosividad de la lluvia, erosividad del suelo, topografía y grado de pendiente, cultivos y vegetación y por último prácticas mecánicas de conservación. El resultado que se obtuvo muestra que las tres subcuencas en su parte alta y media presentan erosión potencial alta y muy alta (50-200 y >200 ton/ha año) en el 90% de su superficie. La parte baja, va de ligera a moderada (5-10 y 10-50 ton/ha año), esto se explica porque la pendiente del terrenos en promedio es menor a 10°.

Cambios provocados por la acción humana en la hidrografía. El cauce de los ríos en la parte baja de las subcuencas ha sido modificado para favorecer el desarrollo de la agricultura de temporal permanente y la de periodo anual. Los cauces actuales prácticamente han sido rectificadas para ser canales con bordos de protección para evitar su desbordamiento. Los cuatro ríos principales en las subcuencas no desembocan directamente al mar, siempre lo ha hecho en la zona de humedales. En consecuencia la zona de humedales es la receptora directa de las descargas de sedimentos.

Evaluación de la condición de la vegetación riparia. Para nuestro caso, es de suma importancia la presencia de esta vegetación porque una de sus funciones es la de retardar y reducir el flujo de la corriente superficial utilizando el conjunto de nutrientes que se quedan atrapados o retenidos en ella y en su entorno, esto impacta en el transporte de sedimentos porque son retenidos o retardan su transporte. El Cambio de cobertura vegetal de 1986 y 2010, arroja que la superficie riparia no presenta variación significativa aunque la distribución espacial si varía, en ambas es de 700 ha aproximadamente, muy pocos en comparación a magnitud de la red hidrográfica que existe en las subcuencas.

Calidad del sistema acuático a partir de bioindicadores (tipo de comunidad de invertebrados). Los macroinvertebrados acuáticos son organismos mayores a 0.5mm. El tipo y abundancia son indicadores de las condiciones ecológicas del sistema. El análisis de la comunidad de macroinvertebrados en la parte baja de las tres subcuencas mostró una simplificación de la comunidad debido a la pérdida de hábitat, ya que el cauce y sus diferentes hidroambientes quedaron completamente sedimentados por arena proveniente de la cuenca alta, mientras que en la zona alta y media de la cuenca la diversidad de ambientes como los cantos rodados, los rápidos, la vegetación sumergida y la menor temperatura muestran una fauna macroinvertebrada mucho más rica y diversa.

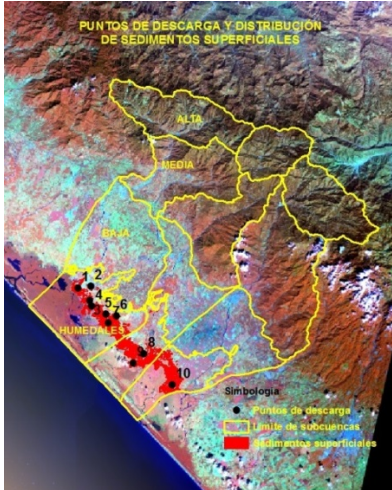
Condición de la fauna considerando fauna potencial vs fauna observada. La fauna terrestre en un ecosistema asociado a los humedales, se encuentra en contacto permanente con el cuerpo de agua, y es donde el sistema ripario brinda posibilidades de refugio y resguardo, además de funcionar como corredores biológicos. La fauna terrestre asociada a las partes bajas de las subcuencas también ha sido impactada si se compara con la información de los programas de manejo de las ANP federales de influencia en la zona (SEMARNAP, 1998, 1999), quedando tan solo alrededor del 20% de la fauna esperada, y aumentando la presencia de especies comunes.

El valor final que se le da a cada indicador, es el resultado de la discusión entre expertos hasta llegar a un valor consensuado; la primera parte de la discusión es el análisis cualitativo de los datos obtenidos en campo y de la información estadística y geográfica recolectada de fuentes oficiales; la segunda parte es asignar un valor cuantitativo de medición que sea representativo de su condición en la subcuenca. La escala utilizada asigna valores de 1 a 5, siendo en valor 1 nulo impacto o alteración del Índice en la subcuenca; el valor 5 es el máximo impacto o alteración. En la siguiente Tabla se muestran los resultados obtenidos.

| | | | |
|-----------------------------------|---------|----------------|--------------|
| Cuenca alta | Huixtla | Despoblado | L. Viejo y T |
| Cambio cobertura vegetal | 3 | 3 | 5 |
| Poblaciones | 3 | 2 | 1 |
| Erosionabilidad | 5 | 5 | 5 |
| Hidrológico | 2 | 1 | 4 |
| Bosque ripario | 5 | 5 | 5 |
| Bioindicaci3n de calidad del agua | 1 | 1 | 4 |
| Bioindicador faunística | 2 | 3 | 3 |
| Cuenca media | Huixtla | Ancho y Despob | Cintalapa. |
| Cambio cobertura vegetal | 4 | 3 | 4 |
| Poblaciones | 4 | 2 | 3 |
| Erosionabilidad | 5 | 5 | 4 |
| Hidrol3gico | 3 | 1 | 4 |
| Bosque ripario | 5 | 4 | 3 |
| Bioindicaci3n de calidad del agua | 2 | 1 | 2 |
| Bioindicador faunística | 5 | 5 | 5 |
| Cuenca baja | Huixtla | Ancho y Despob | Cintalapa. |
| Cambio cobertura vegetal | 4 | 4 | 4 |
| Poblaciones | 5 | 5 | 4 |
| Erosionabilidad | 2 | 2 | 1 |
| Hidrologico | 4 | 5 | 5 |
| Bosque ripario | 5 | 3 | 5 |
| Bioindicador de calidad del agua | 3 | 3 | 3 |
| Bioindicador faunística | 5 | 5 | 5 |
| Humedal | Huixtla | Ancho y Despob | Cintalapa. |
| Cambio cobertura vegetal | 4 | 4 | 4 |
| Poblaciones | 2 | 2 | 4 |
| Sedimentaci3n | 5 | 5 | 5 |
| Bioindicador faunística | 5 | 5 | 5 |

La zona de humedales presenta un valor de cinco en las tres subcuencas para el indicador sedimentaci3n, lo que indica que existe una dinámica de depositaci3n acelerada y constante que ha contribuido significativamente en la alteraci3n ecol3gica de la zona de humedales. Las zonas más afectadas por la descarga de sedimentos fueron ubicadas utilizando imágenes de satélite de alta resoluci3n. Se ubicaron 10 puntos de descarga distribuidos en la zona de humedales de las subcuencas. Una vez que se ubicaron los puntos de descarga y se identific3 visualmente el área de influencia inmediata a los puntos, se procede a ubicar espacialmente las zonas de dep3sito. Las zonas inmediatas son más visibles en las imágenes de satélite por la concentraci3n y el volumen

que se acumula, por lo tanto presentan una respuesta espectral característica de los suelos con vegetación escasa o de suelo sin vegetación; cuando los sedimentos son transportados hacia partes más bajas, generalmente los sedimentos se dispersan en el humedal entre la espesa vegetación, lo que hace poco probable que sean identificados aplicando técnicas de sensores remotos. En la siguiente figura se muestra el resultado obtenido.



Palabras clave: Pérdida de suelo, Transporte de sedimentos, Humedales.

Sistemas de Humedales para mejorar la calidad del agua

The use of floating wetlands with *Cyperus papyrus* and *Pontederia sagittata* for the treatment of a polluted urban lake.

E. J. Olguín, G. Sánchez, E. González, J. L. Domínguez, V. J. Hernández, O. S. Castillo.

Biotechnological Management of Resources Network, Institute of Ecology, Xalapa, Veracruz,
México.

eugenia.olguin@inecol.mx

Keywords: Water quality, Phytofiltration, Phytoremediation.

Introduction

“Los Lagos”, located in the City of Xalapa, in Veracruz, Mexico, is a group of three urban lakes that are eutrophized according to the monitoring study carried out by our research group during 2012 and 2013. Due to such results, a project funded by the local government to reduce the pollution level of this water body using floating wetlands (FW), was started in August 2013. These systems use emergent plants supported on a light structure to provide buoyancy that accumulate nutrients directly from the water column reducing the concentrations of contaminants (Tanner and Headley, 2011). However, there is scanty information about them and to the best of our knowledge; there are no applications in México for the treatment of urban lakes. The objective of the present work was to assess the performance of two linear FWs, established in Lake #1, using two emergent plants, *Cyperus papyrus* and *Pontederia sagittata*, which have not been described previously in FWs. *P. sagittata* has been successfully used in the treatment of sugar cane stillage (Olguín et al., 2008).

Methodology

Plants. *P. sagittata* was collected from a natural wetland located in “Cansaburros” Veracruz, Mexico (19° 33' 3.64” N; 96° 22' 29.54” O, 26 m.a.s.l.) while *C. papyrus* was obtained from a local garden center.

FWs. Two linear FWs were established in Lake #1 with a surface of 17.5 m² for FW1 and 33 m² for FW2 in mid-September and early November of 2013, respectively. These were built using boxes and cylindrical containers made of recycled plastic. Four and one individuals of *P. sagittata* and *C. papyrus* were planted in each plastic box resulting in an average density of 3.41kgdw.m⁻².

Monitoring. A monthly monitoring of lake water was carried out since the establishment of the FWs. Several samples of water column were taken in the front of the FWs and also in the back of the barrier to evaluate changes in water quality. The inlet stream of the first lake was also sampled every time. Chemical oxygen demand (COD), Biochemical oxygen demand (BOD₅), nitrates (N-NO₃), ammonia-nitrogen (N-NH₄), phosphates (P-PO₄), sulfates (S-SO₄), Chlorophyll-a (CHL-A), pH, total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), microcystin in

aqueous phase (MC) and fecal coliforms (FC) were determined by standard methods (APHA, 1998; NOM-127-SSA-1994)

Plant growth and productivity. Stems of the plants were measured each 30 days to evaluate the plant growth. After 90 and 60 days for FW1 and FW2, respectively, the biomass of both plants grown in three boxes (one box in each side of the FW and one from the center) was harvested in each FW to determine productivity. Dry weight was also determined. The relative growth rate of plants (RGR) was calculated according to Olgúin et al. (2007). Productivity was calculated from a mixture of roots and stems of both plants, since they grew making an inseparable matrix.

Results

Nutrient removal. After three months of the establishment of FW1 (November), the water quality improved especially in terms of COD (71.72%) and N-NH₄ (27.27%), while the maximal N-NO₃ removal was observed in winter (January) (61.42%). TDS were removed in an average of 39.75±5.27% during autumn (October and November) and winter (January). In the case of FW2, COD removal was higher in autumn than in winter (52.22 vs. 5.2-24.76%) The contents of BOD, N-NO₃ and N-NH₄-N found in the water taken in the front and in the back of FW2 were lower than the maximum limits recommended by US-EPA, for November and December. With exception of the inlet stream of the first lake, microcystin tests resulted positive in all samples; however, none of the values obtained was above the maximum permissible level of 1µg·L⁻¹ (WHO, 2008). On the contrary, the amount of fecal coliforms was above the recommended level for waters for recreational use.

Plant growth and productivity. *P. sagittata* and *C. papyrus* adapted very well to floating conditions in both FWs. They grew with a healthy appearance throughout the experimental period in both wetlands. In the case of FW1 (Fig.1), the highest stem height was observed in January after 90 days of growth since they started in mid-September. In the case of FW2(Fig. 2), the highest value was observed also in January but only after 60 days of growth since they were established in early November. Harvest dates are represented by arrows.

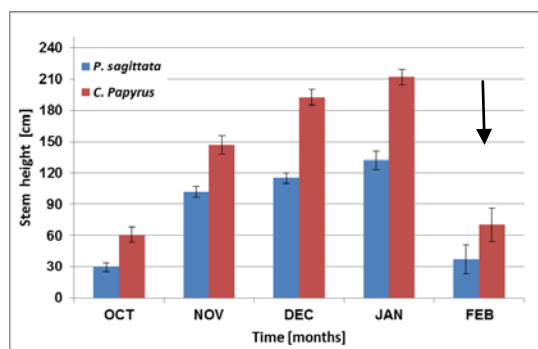


Fig. 1. Biomass growth in FW1.

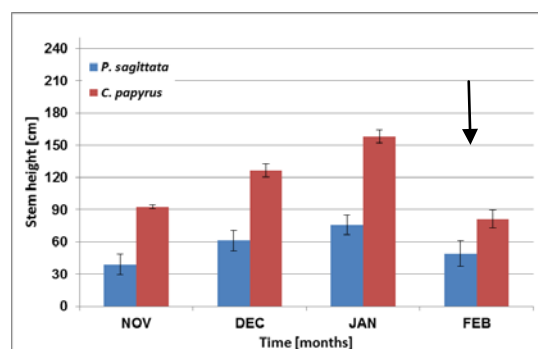


Fig. 2. Biomass growth in FW2.

The RGR calculated values are shown in Table 1. The higher values obtained in FW1 are related to the seasonal effects since light intensity and temperature were higher in this case during the first two months.

| FW1 | | FW2 | |
|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| <i>P. sagittata</i> | <i>C. papyrus</i> | <i>P. sagittata</i> | <i>C. papyrus</i> |
| 0.0165 | 0.0139 | 0.0112 | 0.0089 |

Table 1. RGR calculated for the plants (d^{-1}).

The productivity of a mixture of both plants at day 90 for FW1 was $4.14 \text{ kgdw}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{month}^{-1}$ (Mid-September-early January) and $2.33 \text{ kgdw}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{month}^{-1}$ for FW2 (Early November-early January) at day 60.

Conclusion

The use of FWs using a combination of *P. sagittata* y *C. papyrus* is a novel and suitable system to improve the water quality of a eutrophized urban lake.

Future work

Further work is in process in order to acquire more data regarding the nutrient and pollutants removal processes in the FWs, and to test different designs.

References

- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York, USA.
- NOM-127-SSA-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Olguín EJ, Sánchez-Galván G., Pérez-Pérez T., 2007. Assessment of the phytoremediation potential of *Salvinia minima* baker compared to *Spirodela polyrrhiza* in high-strength organic wastewater. *Water, Air & Soil Pollution* 181(1–4): 35-47.
- Olguín, E.J., Sánchez-Galván, G., González-Portela, R.E., López-Vela, M. E. 2008. Constructed wetland mesocosms for the treatment of diluted sugarcane molasses stillage from ethanol production using *Pontederia sagittata*. *Water Res.* 42(14):3659-3666.
- Tanner CC, Headley TR. 2011. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering* 37:474-486.
- USEPA. 2000. Ambient water quality criteria recommendations. Rivers and Streams in nutrient Ecoregion XII. United States Environmental Protection Agency. 80 pp.
- WHO. 2008. Guidelines for drinking-water quality. 3rd ed. Geneva. World Health Organization. 668 pp.

Efecto de la carga hidráulica y medio filtrante sobre la eficiencia de remoción de contaminantes en humedales construidos sembrados con *Guadua angustifolia kunth*

J. Cubillos, J. D. García, M. F. Giraldo, D. Paredes

Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad tecnológica de Pereira. Carrera 27 #10-02 Barrio Álamos, Pereira, Risaralda-Colombia. AA: 97 – Código postal: 660003.
jacubillos@utp.edu.co

Palabras Claves: Agua Residual Doméstica, Humedales de Flujo Subsuperficial, Guadua, Materia Orgánica, Nutrientes

Introducción

En países Latinoamericanos como Colombia, el tratamiento de aguas residuales es aún deficiente, debido a que en la mayoría de los casos, las empresas prestadoras de servicios públicos se enfocan principalmente a la recolección de los vertimientos y su transporte hasta las fuentes hídricas receptoras. Esta situación se ve reflejada por la poca disponibilidad de sistemas de tratamiento construidos lográndose indicadores ambientales para el país muy bajos, donde solo el 12% de las aguas residuales procedentes de las actividades domésticas, agrícolas e industriales son sometidas a procesos de remoción de contaminantes (IDEAM, 2010). Es entonces como los problemas de contaminación hídrica son evidentes, dando origen a afectaciones de ecosistemas y transmisión de enfermedades para poblaciones que se abastecen de las corrientes superficiales que reciben aguas sin ningún tratamiento.

Las tecnologías físicas, químicas y biológicas convencionales para el tratamiento de aguas residuales en las áreas suburbanas y rurales no son consideradas la mejor opción, debido a los altos costos que representan tanto a nivel de inversión inicial como de operación (requerimientos energéticos) y mantenimiento (Konnerup *et al.*, 2008). Las tecnologías ecológicas como los humedales construidos han ganado interés ante esta condición, debido a las altas eficiencias de remoción que logran para contaminantes orgánicos e inorgánicos, las cuales se encuentran asociadas con procesos de sedimentación, filtración, asimilación de nutrientes, oxigenación y degradación por parte de microorganismos. Las aguas residuales de origen doméstico presentan en su composición principalmente materiales orgánicos que pueden ser removidos más fácilmente, pero que asimismo presentan contenidos de nitrógeno que requieren de procesos más complejos para su eliminación.

A pesar de los extensos estudios desarrollados alrededor del mundo con humedales construidos tratando aguas residuales de diferentes orígenes, en condiciones típicas de países tropicales, aún se tiene información escasa sobre el comportamiento de los contaminantes y los factores de diseño y operación que interactúan en el tratamiento de estas aguas contaminadas (volumen útil, tipo de medio filtrante, especies de plantas, grupos microbianos, cargas y tiempos de retención hidráulicos, etc.), por lo tanto, la evaluación del efecto de la carga hidráulica y el medio filtrante (grava y arena) sobre la remoción de contaminantes de tipo orgánico en aguas residuales domésticas en dos humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal sembrados con *Guadua Angustifolia Kunth*, se convirtió en el objetivo de este estudio.

Metodología

Para esta investigación, dos humedales de flujo horizontal subsuperficial a escala de laboratorio fueron adecuados con dos medios filtrantes, grava y arena. Los sistemas fueron construidos en canales rectangulares de concreto de 4.5 m de largo; 1.06 m de ancho y 1 m de profundidad y fueron sembrados con 20 chusquines de guadua *Angustifolia Kunth* cada uno, por ser una de las especies de bambú de mayor demanda y mejor aceptación por parte del sector productivo de Colombia, dada su fácil capacidad de propagación, rápido crecimiento, utilidad y potencial para la construcción, elaboración de muebles, artesanías, papel, pisos, combustible, y sus características benéficas para el medio ambiente como regulador de agua en fuentes hídricas (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005).

El estudio fue desarrollado en las instalaciones de la Universidad Tecnológica de Pereira (coordenadas 4°48'51,40''N, 75°41'40,41''W; 1411 msnm; 23 °C), donde los humedales construidos se alimentaron con el agua residual cruda generada en el campus universitario. Como sistema de pretratamiento se utilizó una unidad de sedimentación primaria, de cuyo efluente se tomó el agua residual a tratar y se suministró a los humedales mediante el uso de bombas peristálticas para garantizar un caudal constante durante la operación.

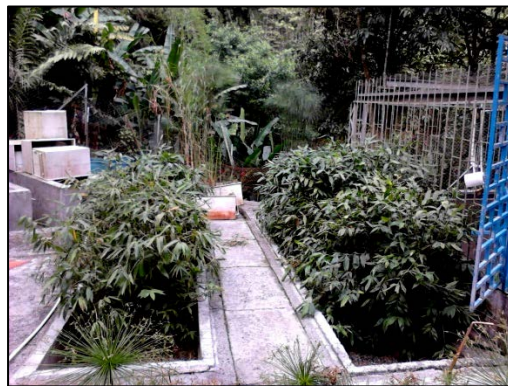


Figura 6. Humedales construidos de flujo subsuperficial

El monitoreo de los humedales se realizó durante dos fases (6 semanas cada una), donde cada etapa estuvo representada por el caudal de alimentación, manteniendo tiempos de retención hidráulicos (TRH) iguales. Para la primera etapa se utilizó un caudal de 203 L/d para un TRH de alrededor de 5 días. Posteriormente, en la segunda etapa se procedió a duplicar la carga hidráulica para cada humedal, 406 L/d para un TRH cercano a 2.5 días.

Las muestras para análisis de laboratorio fueron tomadas semanalmente a la salida del sedimentador y a la salida de cada humedal. Los parámetros analizados fueron DBO₅, DQO, SST y Nitrógeno total (NO₂, NO₃, NH₄), siguiendo las metodologías establecidas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; también se realizó un monitoreo diario de pH y Temperatura. Los resultados fueron analizados estadísticamente comparando las cargas aplicadas y removidas y se llevó a cabo un análisis estadístico de contraste F y un t-student de dos colas, con el fin de establecer si había diferencias significativas en cuanto a los resultados obtenidos en ambas etapas de la investigación.

Resultados

Los humedales construidos durante un periodo de operación de cuatro meses recibieron un agua residual doméstica con las siguientes características: primera etapa - DQO de 340 mg/l, DBO₅ de 218 mg/l, SST de 140 mg/l, N-NH₃ de 79 mg/l, NO₂⁻ de 0.12 mg/l, NO₃⁻ de 2.2 mg/l; y en la segunda etapa - DQO de 267 mg/l, DBO₅ de 218 mg/l, SST de 110 mg/l, N-NH₃ de 57 mg/l, NO₂⁻ de 0.055 mg/l, NO₃⁻ de 2.6 mg/l. Se resalta que las concentraciones de los contaminantes se presentaron menores durante la segunda fase de evaluación, debido a que la población estudiantil salió a vacaciones y de este modo las características del agua residual cambiaron. El afluente de los humedales durante los periodos de análisis presentaron valores promedio de pH de 7.84 (primera fase) y 7.71 (segunda fase) y temperaturas de 23°C para ambas fases.

Los resultados de la investigación revelaron en las dos etapas, reducciones en masa para DQO y DBO₅ superiores en el humedal con arena. Se lograron eficiencias de remoción de DQO en HG y en HA de 87% y 91% respectivamente durante la primera etapa, mientras que para la segunda etapa, el humedal con grava presentó un valor promedio de remoción de 89% y en el humedal con arena de 92%. Por otro lado, para DBO₅ en el humedal con arena se obtuvo porcentajes de remoción del 90% (TRH bajo) y 92% (TRH alto) mientras que la unidad con grava solo logró el 85% y 89% en cada fase de evaluación. De acuerdo al análisis estadístico aplicado (t-student), se demostró que no existen diferencias significativas en las remociones de estos dos parámetros en los humedales evaluados al operar con tiempos de retención hidráulicos de 5 y 2.5 días.

Ambos humedales se caracterizaron por ser eficientes en la reducción de la carga afluente de SST, ya que se comprobaron remociones del 88% en la fase 1 y del 89% en la fase 2 para el sistema con medio filtrante de grava y del 94% en el HA durante las dos fases, en este sentido, solo se encontraron diferencias significativas entre las remociones logradas de acuerdo al tipo de medio filtrante usado.

Respecto a la remoción de nitrógeno total, se calculó para la etapa de operación con TRH de 5 días, porcentajes de remoción de 32% y 81% para el humedal de grava y arena en este orden, y en la segunda etapa (TRH de 2.5 días) se hallaron eficiencias menores, siendo un 29% para el humedal de grava y 65% para el humedal de arena. De esta forma, se estima que sobre la remoción de nitrógeno total no hay un efecto negativo al aumentar la carga hidráulica a pesar de manifestarse menores reducciones de las concentraciones de este parámetro, pero por su parte, el tipo de medio filtrante si presentó incidencia en las disminuciones de nitrógeno, alcanzando los mejores porcentajes el HA.

En conclusión, se evidencia que la arena como medio filtrante tiene mejores resultados y un mejor rendimiento que la grava para eliminar contaminantes en aguas residuales domésticas, ya que para todos los parámetros en ambas etapas de estudio, la arena mostró mayores remociones. Los humedales presentaron una destacable estabilidad en concentraciones y cargas de contaminantes en los efluentes, ya que a pesar que en la segunda etapa se aumentará la carga hidráulica, tuvieron la capacidad de amortiguar dicho aumento y por el contrario incrementaron la remoción, a excepción del nitrógeno total.

En general, se estima que no hay un efecto negativo en la reducción de materia orgánica de los sistemas objeto de estudio al aumentar la carga hidráulica, pero si ocurre una pequeña afectación en la reducción de contaminantes como el nitrógeno.

Removal efficiency of a horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with corn (*Zea mays*) and sesame (*Sesamum indicus*) in a rural zone of Santa Marta, Colombia

A. Caselles^{1,2}, A. Hernandez², G. Jimenez² y F. Castilla²

¹Centro de Estudios del Agua, Universidad del Atlántico

²Research group: Wetlands Caribbean Colombian. Universidad del Atlántico, Km 7 Old way Puerto Colombia, Barranquilla, 08001, COLOMBIA
aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co

Introduction

Streams in the rural areas of Santa Marta (Colombia), are being impacted from poorly treated and untreated domestic wastewater, agricultural fertilizers, and pesticides. Population growth and increasing tourism compound environmental pressures. Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF CW) are low energy, cost effective, alternative treatment systems which have the potential to reduce surface water contamination (Kadlec and Wallace, 2009). Food producing crops can be grown in the gravel medium of a CW reusing the nutrients in the wastewater and the effluent can be discharged, or used to irrigate crops, gardens, plantation trees, and pastures.

To advance wastewater treatment studies with an emphasis on sustainability, an integrated CW wastewater treatment facility was designed and constructed on a small farm inhabited by six residents. The farm is located within the boundaries of the Biological Reserve CAOBA, (http://www.reserva-biologicacaoba.com/inicio_in.html), in the Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM). The SNSM is a large and ecologically diverse region located in northeast Colombia. The rationale for the design of the integrated CW system for treating septic tank effluent was based on optimizing land use, treating wastewater with respect to organic matter and pathogens while promoting water/nutrient reuse via on-site food production, corn and sesame.

Key words: domestic wastewater, nutrients, organic matter, microorganisms, corn, sesame

Methods

Wastewater treatment system. An integrated CW wastewater treatment facility was constructed at the Biological Reserve CAOBA, which is located in the river basin of the Manzanares river, a tropical region of the SNSM. The treatment system included a septic tank (2.6 m³) for primary treatment, a series of wetland cells (2 subsurface-flow wetland cells of 11 x 1.7 x 0.6 m) to provide secondary treatment, and two surface-flow wetlands (2m x 1.8m x 0.4m) for polishing (tertiary treatment) of the wastewater. Each of the subsurface-flow cells were backfilled to a depth of 0.5 m with screened 12 mm river gravel harvested from the nearby river.

Planting corn (*Zea mays*) and sesame (*Sesamum indicus*). Seeds of corn and sesame were germinated in culture flats and grown for 25 days prior to being transplanted into the treatment system. At the time of transplanting, the plants ranged from 10-15 cm high and were planted on 20 cm centers. Shade from trees interfered with growth in the final portions of the cells. After approximately 150 days, the corn and sesame biomass, including roots, shoots and fruit were

harvested from the wetlands and processed. Harvested corn and sesame fruits were stored in a cardboard box and transferred to the laboratory. The samples of fruit from each treatment cell were rinsed in dechlorinated tap water and the surface and flesh analyzed for coliform bacteria.

Constructed wetlands performance monitoring. Water quality monitoring was carried out between October and December of 2013. For the duration of the study, four influent and effluent water samples were collected from each HSSF CW and preserved in an insulated cooler and temperatures were maintained at near 5 °C. Subsequently, and within 24 hours, the samples were analyzed for organic matter (COD, BOD₅), ammonium-, nitrate-, nitrite-nitrogen and orthophosphate using methods as described in APHA-AWWAWPCF (2005). Water temperature, dissolved oxygen (DO), pH and conductivity measurements were obtained by monitoring water samples from vertical perforated PVC tubes. Measurements of temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen measurements were recorded with WTW 315i Set probes. Paired comparisons of inlet and outlet concentrations for each HSSF CW were evaluated for COD, BOD₅, ammonia, nitrate, nitrite, orthophosphate and total and fecal coliforms. Parameters including temperature, pH, redox potential and DO were measured *in situ* using hand held sondes (WTW Multi 3420)

Results and discussion

The average values of several physicochemical parameters are in Table 1 both FSSH plants. There were not were significant differences in water quality parameters between the two systems planted with *Z. mays* and *S. indicus* and both system showed low redox potential and oxygen dissolved as is frequently in horizontal sub surface flow constructed wetlands. Plant productivity also was low and similar among the two species due to low coverage.

Table 1. Averages (SD in brackets) of the water quality parameters in the influent of the HSSF. Calculations based on 18 to 20 measurements depending on the parameter

| Parameter | <i>Zea mays</i> | <i>Sesamum indicus</i> |
|--------------------------------------|-----------------|------------------------|
| Temperature, °C | 25.12 (1.6) | 25.1 (1.7) |
| Oxygen Dissolve, m/L | 0.2 (0.22) | 0.33 (0.32) |
| E_H , mV | -216.8 (126.4) | -209.4 (169.2) |
| pH, | 7.2 (0.32) | 7.1 (0.17) |
| Electric conductivity, uS/cm | 481.3 (121.3) | (130.2) |
| Total biomass, dry Kg/m ² | 0.037 | 0.034 |

Figure 1 provides information about COD removal in both systems. COD removal averaged 62% in each system; however the total removal efficiency in the system reached 92%. These results indicating that organic matter removal can occur with different species plants.

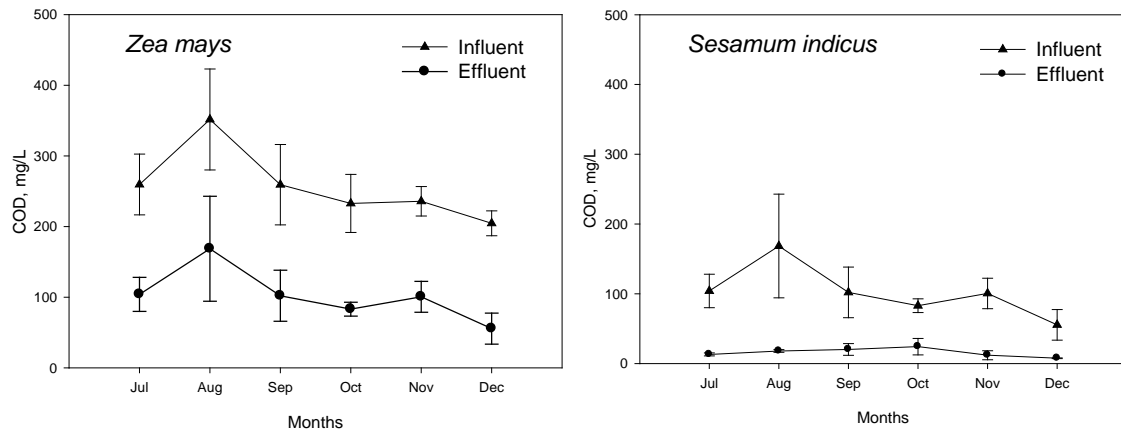


Figure 1. Average concentrations of influent and effluent of COD and as a function of treatment, time and plant type

Conclusions

Zea mays and *Sesamum indicus* growing in tropical in horizontal sub surface flow constructed wetlands can be sustainable with respect to reducing pollution, improving water quality and possibly augment diets and income in rural communities.

Acknowledgements

The authors wish to express appreciation to the Centro de Estudios del Agua of the Universidad del Atlántico for the economic support. We also want to thank to Eberhard Wedler of the biological reserve CAOBA for his technical support and advice.

References

- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. American Public Health Association. Washington, DC.
- Kadlec, R., H., & Wallace S., D. 2009. Treatment wetlands. Second Edition. Taylor and Francis Group, CRP Press. Boca Ratón, Fl. USA. 1016

Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la Universidad Autónoma Metropolitana de la unidad azcapotzalco en la Cd. de México, México

I. D. Barceló¹, A. Rivas², H. E. Solís¹, J. García¹, M. Salazar¹, G. Giacomán³,
C. Zetina³

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Av. San Pablo No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, CP 02200, Tel y Fax: 01.555.318.93.60.

² Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Col. Progreso. Jiutepec, Mor. CP 62550, Tel. 01.777.329.36.00.

³ Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida Yucatán. ibarceloq@gmail.com, arivas@tlaloc.imta.mx, giacomán@uady.mx, zmoguel@uady.mx

Palabras clave: Humedal construido, laguna de maduración, hidrodinámica, eficiencia

Introducción

El sistema fue construido en 2010 en la Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, figura 1, para el tratamiento de aguas residuales domésticas generadas por la institución, aguas pre-tratadas de la planta de tratamiento El Rosario, Tlalnepantla Estado de México) y para trabajos experimentales de apoyo al posgrado de la División de Ciencias e Ingeniería. El presente trabajo evalúa el comportamiento de un sistema experimental piloto humedal-laguna-humedal, los humedales operan con flujo sub-superficial horizontal. Esta tecnología es importante por sus bajos costos de operación, por lo que se pretende implementar en poblaciones rurales que no tienen ningún tratamiento y detener las aguas residuales de las poblaciones que descargan al río Lerma, principal río de la Cuenca Alta Lerma y que inicia en el estado de México en el Valle de Toluca, donde recorre cinco estados descargando finalmente en el lago de Chapala en el Estado de Jalisco.



Figura 1: Sistema Humedal-laguna-humedal en la UAM-Azcapotzalco: a) Sistema de pretratamiento para lodos, primer humedal, laguna segundo humedal. Laguna de maduración entre los dos humedales

Metodología

La figura 1 muestra el sistema de tratamiento, consiste de un sistema de pretratamiento 1a, tratamiento anaerobio, tratamiento secundario (humedal 1b.1), laguna 1.b.2 y humedal de pulimento 1.b.3; en 1c se muestra la laguna con canales. El sistema es alimentado por medio de bombeo con agua residual de una cisterna, que recibe las descargas provenientes de los baños del edificio de la biblioteca de la Universidad y de la planta de tratamiento de El Rosario del

Municipio de Tlalnepantla Estado de México cercana a la Universidad. El primer humedal y la laguna son de 12.15 m. de longitud, 3 canales de 2.6 m de ancho cada uno, la laguna cuenta con una profundidad de 0.98 m, el segundo humedal cuenta con 3 canales y una longitud de 6.15 m. El relleno de los humedales está hecha de grava volcánica, la composición vegetal es *Typha l.* y caña común (*Phragmites a.*). Es operado con un caudal de 0.091 L/s. Para este trabajo, las muestras de agua se toman en los puntos señalados en la Figura 2.. Se miden las muestras por semana. La determinación de carbono se lleva a cabo en un equipo AnalytikJena, Multi C/N 3000, la DQO se mide por el método Hach, amoníaco y nitratos se analizaron con un electrodo selectivo de iones, los nitritos se analizan mediante un espectrofotómetro Hatch; los sólidos en todas sus formas se miden por métodos gravimétricos, los parámetros medidos restantes se analizan utilizando una interfaz de LabPro Vernier. El monitoreo del sistema es a través de parámetros fisicoquímicos: temperatura, turbidez, sólidos (totales, fijos y volátiles), pH, potencial redox, O₂ disuelto, DBO, CO, N₂ total, nitratos, nitritos, amonio y metales como Ca, Cu y Fe, principalmente, se miden por Absorción Atómica en un equipo SOLAAR M6. Este sistema humedal-laguna-humedal sirve como modelo para su establecimiento a escala real en poblaciones rurales de la Cuenca Alta del Río Lerma en el Estado de México. Para todos los datos obtenidos, todas las muestras normalmente se toman por triplicado. Para determinar el comportamiento del flujo del agua residual en el humedal se utilizó la Ley de Darcy, donde q = caudal que circula por una sección unitaria (m²), K =conductividad hidráulica (cm/día) y dh/dl = gradiente hidráulico:

$$q = -K \left(\frac{dh}{dl} \right) q$$

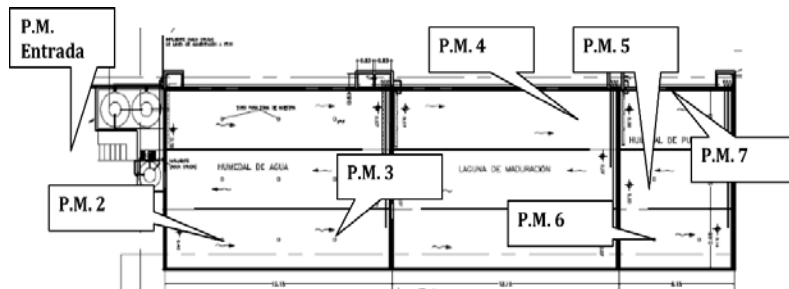


Figura 2. Sistema de tratamiento



Figura 3: Pozo de muestreo

En la hidrodinámica se consideró: medición de las cargas hidráulicas, muestreo de agua en cada uno de los pozos de muestreo en cada uno de los humedales, ver figura 3 y en los canales de la laguna. La nivelación topográfica se realizó en puntos circundantes y el perímetro de cada humedal, así como de los puertos de muestreo mediante una Estación Total Marca Sokkia, con precisión 6"/1". Se realizó la estimación de parámetros hidráulicos. la porosidad del medio en columnas empacadas con escoria volcánica. El tamaño de la partícula en la columna fue estimado de la medición de 120 partículas del propio humedal. Evaluación climática del entorno del humedal, lo que significa la variabilidad de parámetros meteorológicos como: precipitación pluvial, temperatura y evapotranspiración de tres años anteriores en las estaciones ubicadas en lugares cercanos la UAM-Azcapotzalco, con el fin de determinar la influencia, principalmente por evapotranspiración, se utilizó el método de Thornthwaite. La medición de la profundidad del agua en cada uno de los 15 puertos de muestreo fue durante tres meses bajo diferentes condiciones de operación del flujo. Se midieron las cargas hidráulicas en ambas secciones de los humedales a partir del momento que fue inundado y sin flujo posterior, con el propósito de

definir la influencia de los factores meteorológicos, pero especialmente de la evapotranspiración. Estimación de la conductividad hidráulica en el humedal. Integración de resultados al modelo de flujo de agua subterránea.

Resultados

Los resultados indican que el proceso de nitrificación no es completo, respecto al pH hay tendencia a basificar el medio. Hay una eficiencia de remoción de materia orgánica del 65 % en promedio. Los resultados de amonio, nitratos, OD y potencial redox parecen indicar en algunos puntos un problema de estancamiento del agua previo a la salida del humedal 1, lo cual está en proceso de estudio mediante la hidrodinámica. Los resultados obtenidos en la fase de nivelación topográfica indican un microrrelieve en el piso de humedal 1, el espesor del lecho rocoso varía entre 0.82-0.877 cm. Esta característica puede afectar sensiblemente la dirección del flujo del agua en cada una de las secciones del humedal 1. Las mediciones de carga hidráulica durante este periodo mostraron “zonas muertas”, lo que significa menores velocidades o movimiento del agua en el humedal. La Figura 4 muestra las cargas hidráulicas de la primera sección del humedal 1 correspondientes al 2012. Este comportamiento se presentó en ausencia de flujo inducido por el bombeo, permaneciendo esta situación cuando se presentaba el ingreso de agua residual. Adicionalmente, estas zonas de menor carga hidráulica y la reducción en el flujo, podrían estar influenciadas por diferencias en el acomodo del material rocoso, en la granulometría de los fragmentos en el acomodo intra-grano y diferentes contenidos de biomasa. El proceso de nitrificación se efectúa casi por completo, ya que el amonio se reduce significativamente, la concentración de nitritos y nitratos sube al mismo ritmo. El pH medido a lo largo del sistema y en cada una de las semanas sugiere que el sistema tiene cierta tendencia a basificar. El sistema opera con una eficiencia de remoción de materia orgánica del 65 % en promedio, esto probablemente es debido a que el flujo hidráulico es irregular, y a que se han acumulado sedimentos en el sistema. Los resultados de amonio, nitratos, OD y potencial redox apoyan lo indicado en la hidrodinámica, provocando interferencia en la remoción de materia orgánica y de amonio. La distribución de las cargas hidráulicas también es corroborada por los valores de OD ya que las zonas muertas tienen los más bajos contenidos de oxígeno. Se observó que la superficie del sustrato rocoso no es totalmente plana, debido a que se determinaron diferencias hasta de 20 cm, lo que explicaría las diferencias en valores de la conductividad hidráulica en el medio rocoso. Se mostró la influencia de variables climáticas como la evapotranspiración en la variación en el volumen almacenado en el humedal, el que mostró la pérdida del 60% del volumen contenido en un periodo de 21 días durante el otoño de 2012. Los resultados obtenidos hasta el momento permiten proponer redirigir el estudio de la cinética de tratamiento del agua residual en el humedal 1.

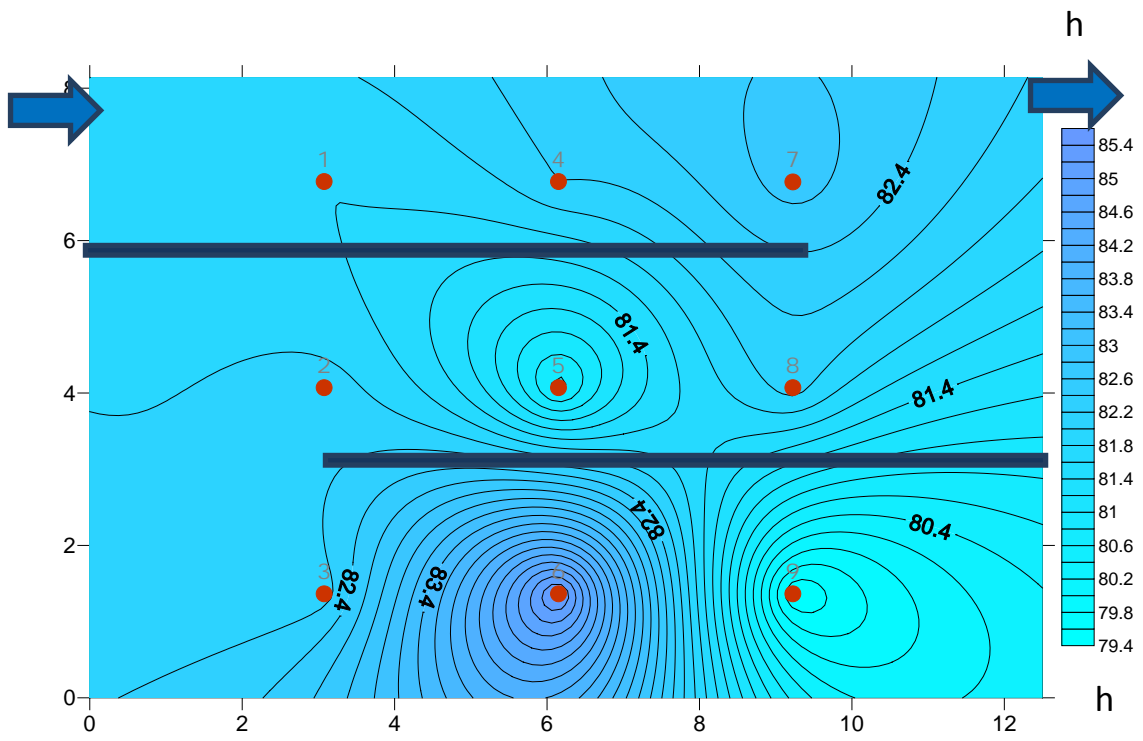


Figura 4. Distribución de cargas hidráulicas en el humedal 1

Wetlands construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas

M.A. Maine^{1,2}, G.C.Sánchez¹, H.R. Hadad², S.E. Caffaratti¹, M.C. Pedro¹, G.A. Di Luca² y M.M. Mufarrege²

¹Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
amaine@fiq.unl.edu.ar

Palabras clave: Efluentes, Depuración, Metales, Sedimento, Macrófitas

Introducción

En Argentina, el uso de humedales construidos para tratamiento de efluentes es muy limitado. Dos industrias metalúrgicas de nuestra zona realizan el tratamiento final de sus efluentes utilizando wetlands construidos. Como los volúmenes a tratar y la composición química de los efluentes es diferente, los wetlands construidos presentan diferentes características de diseño. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de los dos humedales construidos y determinar si los contaminantes son retenidos por el sedimento o por la plantas, conocimientos claves para llevar a cabo un correcto manejo de los humedales.

Metodología

Los dos wetlands estudiados (WC1 y WC2) son de flujo superficial y fueron diseñados para tratamiento final de efluentes de industria metalúrgica junto con efluente cloacal. El WC1 está en operación desde hace más de 10 años., está impermeabilizado con bentonita y sus dimensiones son 50 m de largo por 40 m de ancho y 0,3-0,6 m de profundidad. Un tabique central obliga al efluente a recorrer el doble de distancia (Relación largo:ancho de 5:1) y se tratan 100 m³/día. El WC2 se encuentra en operación desde hace 4 años, está impermeabilizado con geomembrana, es de 7 m x 20 m y 0,5 m de profundidad (Relación largo:ancho 3:1) El volumen que ingresa al wetland es 10 m³/día. En ambos humedales, *Typha domingensis* (Totora) es la especie dominante con una cobertura de aproximadamente 80%; el tiempo de residencia hidráulica varía entre 7 y 12 días y una vez depurados los efluentes se vuelcan en lagunas en el mismo predio industrial.

Se realizaron mensualmente muestreos del efluente, sedimentos y vegetales, en las zonas de entrada y salida de ambos wetlands. Se determinó la eficiencia de ambos wetlands, a partir de las concentraciones del efluente de entrada y salida. En sedimentos y vegetales (hojas y raíces) se determinó P, Cr, Ni y Zn.

Resultados

Ambos wetlands funcionaron eficientemente, presentando altos porcentajes de remoción de contaminantes, disminuyendo no sólo los valores medios sino la variabilidad de los mismos, a pesar de la alta heterogeneidad del efluente de entrada (Tabla 1 y 2). Si bien el pH de ambos efluentes fue diferente a la entrada, los valores a la salida, no fueron significativamente diferentes. DQO y DBO mostraron valores significativamente menores a la salida que a la entrada del humedal. Con respecto a las especies nitrogenadas, en el WC2 el amonio presentó la mayor remoción, mientras que el nitrito aumentó a la salida del humedal, debido al proceso de

nitrificación en condiciones aeróbicas; en el WC1 debido a las condiciones anóxicas, el amonio fue el que presentó la menor remoción.

Tabla 1. Concentraciones medias en el efluente de entrada y de salida del WC1.

| | Entrada | | Salida | | % remoción |
|---|----------|--------------|----------|-------------|------------|
| | promedio | rango | promedio | rango | |
| pH | 10,8 | 10,4-11,5 | 8,3 | 7,9-9,3 | - |
| Temperatura | 19,5 | 14-23,9 | 17,6 | 12,5-23 | - |
| OD (mg l ⁻¹) | 3,40 | 0-6,2 | 2,12 | 0,3-5,2 | - |
| Conductividad (umho/cm) | 5113,3 | 3890-7700 | 1955,6 | 1400-2500 | - |
| Dureza (mg CaCO ₃ l ⁻¹) | 219,6 | 92,3-305,2 | 81,3 | 51,1-101,2 | 61,7 |
| Alcalinidad | 553,2 | 114,6-750,4 | 224,1 | 156,8-332,3 | 36,5 |
| SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹) | 1872,9 | 991,4-2316,1 | 626,4 | 412,1-884,1 | 66,5 |
| NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹) | 50,6 | 15,4-98,2 | 9,9 | 3,6-24,2 | 80,4 |
| NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹) | 2,221 | 0,258-6,22 | 0,352 | 0,017-0,766 | 84,1 |
| NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹) | 0,88 | 0,154-2,67 | 0,77 | 0,05-2,14 | 11,8 |
| PRS (mg l ⁻¹) | 0,030 | 0,005-0,079 | 0,026 | 0,005-0,334 | 13,3 |
| PT (mg l ⁻¹) | 0,396 | 0,064-1,38 | 0,309 | 0,129-0,696 | 22,0 |
| Fe (mg l ⁻¹) | 0,824 | 0,05-2,54 | 0,087 | 0,05-0,230 | 89,4 |
| Cr (mg l ⁻¹) | 0,092 | 0,023-0,204 | 0,014 | 0,002-0,033 | 84,7 |
| Zn (mg l ⁻¹) | 0,041 | 0,022-0,070 | 0,020 | 0,015-0,050 | 51,2 |
| Ni (mg l ⁻¹) | 0,048 | 0,004-0,101 | 0,023 | 0,004-0,082 | 69,5 |
| DQO (mg l ⁻¹) | 85 | 27,9-154,0 | 37,1 | 13,9-42,9 | 74,6 |
| DBO (mg l ⁻¹) | 31,3 | 9,8-30,9 | 9,97 | 3,0-20,1 | 73,2 |

Tabla 2. Concentraciones medias en el efluente de entrada y de salida del WC2.

| | Entrada | | Salida | | % remoción |
|---|----------|--------------|----------|-------------|------------|
| | promedio | rango | promedio | rango | |
| pH | 7,9 | 7,4-8,3 | 8,0 | 8,0-8,1 | - |
| Temperatura | 22 | 19-23 | 16 | 15-18 | - |
| Oxígeno (mg l ⁻¹) | 5,0 | 3,2-5,4 | 5,4 | 4,2-5,8 | - |
| Conductividad (umho/cm) | 3213 | 975-10060 | 1203,67 | 1058-1358 | - |
| Dureza (mg CaCO ₃ l ⁻¹) | 90,5 | 76,8-120,0 | 65,2 | 48-88,8 | 36,9 |
| SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹) | 1428,8 | 56,3-2781 | 133,7 | 75,3-181,3 | 90,6 |
| Alcalinidad | 690,0 | 101,7-1647,0 | 283,0 | 167,9-378,2 | 63,2 |
| NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹) | 0,745 | 0,271-1,28 | 0,564 | 0,158-1,084 | 24,4 |
| NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹) | 0,012 | 0,004-0,023 | 0,040 | 0,030-0,053 | -246 |
| NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹) | 6,15 | 0,957-15,6 | 2,08 | 0,722-3,89 | 66,1 |
| PRS (mg l ⁻¹) | 0,692 | 0,247-0,903 | 0,307 | 0,291-0,350 | 58,1 |
| PT (mg l ⁻¹) | 0,889 | 0,642-1,322 | 0,425 | 0,398-0,442 | 52,8 |
| Fe (mg l ⁻¹) | 0,31 | 0,15-0,56 | 0,11 | 0,06-0,17 | 70,4 |
| Cr (mg l ⁻¹) | 0,310 | 0,012-1,45 | 0,022 | 0,019-0,025 | 92,9 |
| Zn (mg l ⁻¹) | 0,072 | 0,006-0,145 | 0,031 | 0,003-0,067 | 51,7 |

| | | | | | |
|---------------------------|-------|-------------|-------|-------------|------|
| Ni (mg l ⁻¹) | 0,018 | 0,003-0,082 | 0,004 | 0,004-0,004 | 77,5 |
| DQO (mg l ⁻¹) | 57,1 | 21,3-160 | 12,4 | < 6-27 | 78,2 |
| DBO (mg l ⁻¹) | 45,3 | 10,2-55,5 | 8,6 | 3,2- 17,6 | 82,5 |

Por la misma razón, el PRS y P total disminuyeron satisfactoriamente en el WC2 mientras que no mostraron una remoción eficiente en el WC1. Se observó además una importante disminución de sulfato y sodio, que son utilizados en los tratamientos primarios, por lo que ingresan a los wetlands en altas concentraciones. En el efluente de entrada, las concentraciones de Cr y Zn fueron significativamente más altas en WC2 y la de Fe y Ni en WC1. En ambos wetlands, la remoción de estos metales fue satisfactoria.

T. domingensis fue eficiente en la retención de metales, especialmente en su zona radicular, lo que demuestra su capacidad de fitoestabilización (Tabla 3). Los metales fueron removidos eficientemente, quedando retenidos en la zona de entrada de ambos wetlands, tanto en sedimento, como en tejido vegetal (Tabla 3 y 4). En el WC2 no se observaron aumentos importantes en el sedimento de entrada, debido a que en esa zona se acumularon detritos de *T. domingensis*, en los que se encontraron altas concentraciones de metales retenidos. Esto sería una importante ventaja para el manejo de humedales construidos, debido a que al morir las plantas, como su degradación es lenta, siguen reteniendo metales dentro del humedal. Estos detritos pueden ser removidos fácilmente para su disposición final.

Tabla 3. Concentración de P, Cr, Ni y Zn en tejidos de *T. domingensis*.

| WC1 | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------------------------|--------|--------------------------|--------|--------------------------|--------|-------------------------|--------|
| Muestra | Cr (mg g ⁻¹) | | Ni (mg g ⁻¹) | | Zn (mg g ⁻¹) | | P (mg g ⁻¹) | |
| | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces |
| Zona Entrada | 0,023 | 0,256 | 0,014 | 0,199 | 0,034 | 0,090 | 2,24 | 1,84 |
| Zona Salida | 0,010 | 0,034 | 0,006 | 0,030 | 0,035 | 0,086 | 1,16 | 1,02 |
| WC2 | | | | | | | | |
| Muestra | Cr (mg g ⁻¹) | | Ni (mg g ⁻¹) | | Zn (mg g ⁻¹) | | P (mg g ⁻¹) | |
| | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces | Hojas | Raíces |
| Zona Entrada | 0,053 | 0,764 | 0,009 | 0,019 | 0,034 | 0,199 | 2,48 | 1,87 |
| Zona Salida | 0,033 | 0,595 | 0,007 | 0,013 | 0,014 | 0,054 | 2,39 | 1,96 |
| Detritos <i>T. domingensis</i>) | 2,29 | | 0,013 | | 0,206 | | 1,09 | |

Tabla 4. Concentración de P, Cr, Ni y Zn en sedimentos al final del periodo estudiado

| Muestra | WC1 | | | | WC2 | | | |
|--------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | Cr (mg g ⁻¹) | Ni (mg g ⁻¹) | Zn (mg g ⁻¹) | P (mg g ⁻¹) | Cr (mg g ⁻¹) | Ni (mg g ⁻¹) | Zn (mg g ⁻¹) | P (mg g ⁻¹) |
| Zona Entrada | 0,811 | 0,453 | 0,096 | 0,896 | 0,120 | 0,087 | 0,056 | 0,496 |
| Zona Salida | 0,057 | 0,060 | 0,063 | 0,379 | 0,016 | 0,011 | 0,044 | 0,388 |

Humedales de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales: efecto de varios parámetros de diseño

E. Bohórquez; D. Paredes

Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Carrera 27 #10-02 Barrio Álamos, Pereira, Risaralda-Colombia. AA: 97 – Código postal: 660003.
ebohorquezb@utp.edu.co

Introducción

Los humedales construidos constituyen un enfoque alternativo a los sistemas convencionales para el tratamiento de aguas residuales, en tanto que promueven la reducción o el uso nulo de fuentes de energía externas y aditivos químicos (Brix y Arias, 2003; García y Corzo, 2008; Mena, 2008). Estos sistemas son ampliamente utilizados en Europa como sistemas descentralizados para el tratamiento de aguas residuales (Kadlec & Wallace, 2008).

En particular, los humedales de flujo vertical (HSSFV) propician condiciones aerobias al interior del sistema, lo que permite mayor capacidad de nitrificación y oxidación de materia orgánica que en la clásica configuración horizontal (HSSFH) (Cooper, 1999; Kadlec & Wallace, 2008; Vymazal, 2008), debido a sus altas tasas de transferencia de oxígeno, (Schwager and Boller, 1997; Cooper et al., 1998; Nivala et al., 2013).

En el diseño y operación de HSSFV, se tienen en cuenta diferentes variables que afectan el funcionamiento de las unidades de tratamiento, tales como: el área específica de tratamiento, la profundidad, el medio filtrante, el modo de alimentación, las especies de plantas, los tiempos de retención hidráulico, las cargas hidráulica y orgánica, entre otros (Brix y Arias, 2003; Kadlec & Wallace, 2008; Morales, 2012). Dichos aspectos han sido evaluados y documentados en países como Estados Unidos (Crites, 1998), Dinamarca (Brix & Arias, 2005), Austria (Österreichisches Normungsinstitut, 2005), al contrario de países tropicales en los que los HSSFV no han sido ampliamente estudiados y, específicamente en Colombia, los parámetros de diseño y operación aún no se encuentran definidos.

El objetivo de este estudio consistió en evaluar los efectos del medio filtrante, la frecuencia de la alimentación y la presencia de *Heliconia sp.*, una planta típica de la región, en el tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en condiciones tropicales.

Metodología

Diseño experimental

Se evaluaron ocho distintas configuraciones en unidades experimentales a escala piloto, haciendo comparaciones entre arena fina y grava media como medios filtrantes y dos frecuencias de alimentación intermitente de 10 pulsos d^{-1} y 20 pulsos d^{-1} , adicionalmente se evaluaron sistemas con plantas y sin plantas para evaluar el efecto de la presencia de *Heliconia sp.*, una planta típica de la región, en el comportamiento de las unidades de tratamiento. La Figura 7 muestra un esquema del diseño experimental aplicado.

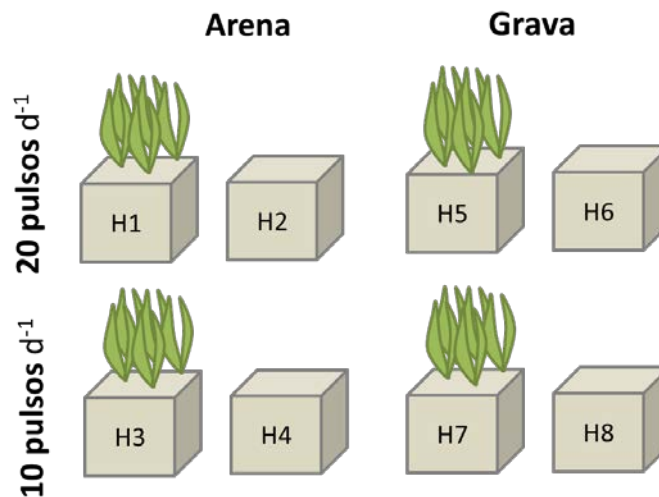


Figura 7. Diseño experimental

Unidades experimentales (HFSSV). Los HSSFV fueron adaptadas en tanques de polipropileno con capacidad total aproximada de 1m^3 y área superficial de 1.09 m^2 . Se instaló un sistema de drenaje en el fondo y un tubo de aireación en forma de U. Sobre la tubería de fondo, se ubicó una capa de drenaje de grava gruesa de 0.1 m de espesor, la cual fue cubierta por la capa principal del lecho de 0.80m de espesor, compuesta por grava ($d_{10}=5\text{ mm}$, $d_{60}=12\text{ mm}$) para la mitad de los tratamientos y arena ($d_{10}=0.2\text{ mm}$, $d_{60}=0.6\text{ mm}$) para la otra mitad.

Los sistemas fueron alimentados de forma intermitente a través de dos bombas con Agua Residual de la Universidad Tecnológica de Pereira, de carácter principalmente doméstico. Las unidades H1, H2, H5 y H6 se alimentaron 20 veces al día durante 1 minuto y las unidades H3, H4, H7 y H8 se alimentaron 10 veces al día durante 2 minutos. El caudal promedio es de 142 L d^{-1} , carga hidráulica de $0,14\text{ m d}^{-1}$ y carga orgánica promedio de $250\text{ g de DBO}_5\text{ m}^{-2}\text{ d}^{-1}$.

Muestreo y análisis de laboratorio. Se realizaron muestreos semanales por un período de 24 semanas (enero de 2014 a junio de 2014). Se evaluaron *in situ* pH, temperatura y conductividad y se tomaron muestras para analizar en laboratorio Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), nitrógeno amoniacal ($\text{N} - \text{NH}_4^+$), nitritos ($\text{N} - \text{NO}_2^-$), nitratos ($\text{N} - \text{NO}_3^-$), coliformes totales (CT) y E-coli, de acuerdo con los métodos establecidos en Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (Apha, 2012).

Análisis de resultados. Se calcularon las tasas de remoción a través de las cargas contaminantes de DQO, DBO_5 , NH_4^+ y SST. Adicionalmente, se determinaron las tasas de consumo de oxígeno de acuerdo con Cooper (2005). Se realizó un análisis de varianza para establecer las diferencias significativas y se aplicó la prueba Post Hoc de Diferencia Significativa Honesta de Tukey.

Resultados

Las tasas de remoción promedio obtenidas, se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Tasas de remoción de contaminantes por tratamiento

| TRATAMIENTO* | Carga media removida (g m ⁻² d ⁻¹) | | | | |
|----------------------|---|------------------|------------------------------|------|--------|
| | DQO | DBO ₅ | NH ₄ ⁺ | NT | SST |
| W1 (S-20p-P) | 39,13 | 31,03 | 7,51 | 1,43 | 7,73 |
| W2 (S-20p-uP) | 39,55 | 30,91 | 7,35 | 1,28 | 7,56 |
| W3 (S-10p-P) | 39,17 | 30,10 | 7,79 | 2,70 | 7,93 |
| W4 (S-10p-uP) | 39,29 | 29,83 | 7,24 | 1,32 | 7,46 |
| W5 (G-20p-P) | 28,25 | 15,23 | 3,88 | 1,18 | -10,89 |
| W6 (G-20p-uP) | 31,74 | 18,53 | 3,99 | 1,35 | -4,13 |
| W7 (G-10p-P) | 25,27 | 13,31 | 3,84 | 1,95 | -1,97 |
| W8 (G-10P-uP) | 25,93 | 12,76 | 3,07 | 1,16 | -9,99 |

*Los tratamientos se denominan así: S (arena), G (grava); 20p (20 pulsos d⁻¹); 10p (10 pulsos d⁻¹); P (Plantado); uP (no plantado)

Las tasas de remoción muestran que los humedales basados en arena fueron significativamente mayores que los humedales basados en grava para todos los parámetros analizados.

Las tasas de consumo de oxígeno fueron calculadas para cada tratamiento y resultaron útiles en el análisis resultados, se obtuvieron valores de alrededor de 60 g m⁻² d⁻¹ y de 30 g m⁻² d⁻¹ para los humedales basados en arena y grava, respectivamente.

Las concentraciones de distintas especies de nitrógeno permitieron evidenciar una interesante dinámica de los procesos de nitrificación. Las diferentes frecuencias de alimentación así como la presencia de plantas tropicales no presentaron diferencias significativas en la remoción de los contaminantes evaluados (NH₄⁺, DQO, DBO, SST). También se encontraron resultados interesantes en la remoción de microorganismos patógenos, expresados como coliformes totales y E-Coli.

El tiempo de infiltración del agua residual en los sistemas de arena aumentó con el tiempo, lo cual pudo deberse a problemas de taponamiento, sin llegar a saturar completamente el lecho.

Referencias

Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491–500. doi:10.1016/j.ecoleng.2005.07.009.

Brix, H., & Arias, C. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, (13), 17–24.

Cooper, P. F. (1999). A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3), 1–9. doi:10.1016/S0273-1223(99)00414-X.

Cooper, P.F. (2005). The performance of vertical-flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rate. *Water Science and Technology*. 51(9), 81-90.

Crites, R. (1998). Small and decentralized wastewater management systems. Boston: WCB/McGraw-Hill.

García, J., & Corzo, Angélica. (2008). Depuración con humedales construidos: Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). *Treatment wetlands*. Boca Raton, FL: CRC Press.

Mena, J.(2008). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: ventajas de los sistemas híbridos. ALQUIMIA SOLUCIONES AMBIENTALES.

Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2013). Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecological Engineering*. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.035.

Österreichisches Normungsinstitut, 2005. Subsurface flow constructed wetlands – Application, dimensioning, installation, and operation (Update to 1997 publica-tion).

Vymazal, J. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal *sub-surface flow*. New York: Springer.

Evaluación de la depuración de agua gris en un humedal artificial a escala piloto

L. Ojeda, S. Romero, J. A. Reyes, R. Gallegos y A. Herrera

lulu.2763@hotmail.com

Introducción

La región noroeste de México está clasificada como una zona árida en donde el recurso hídrico es limitado por lo que es necesario hacer un aprovechamiento sustentable de este recurso. Para incrementar la oferta de agua, una buena alternativa es el tratamiento y reuso del agua residual, principalmente el agua gris. El presente trabajo muestra los resultados de la primera etapa de la evaluación de la eficiencia de depuración de agua gris en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal a nivel piloto. En la figura 1 se muestra el humedal artificial construido para este estudio.

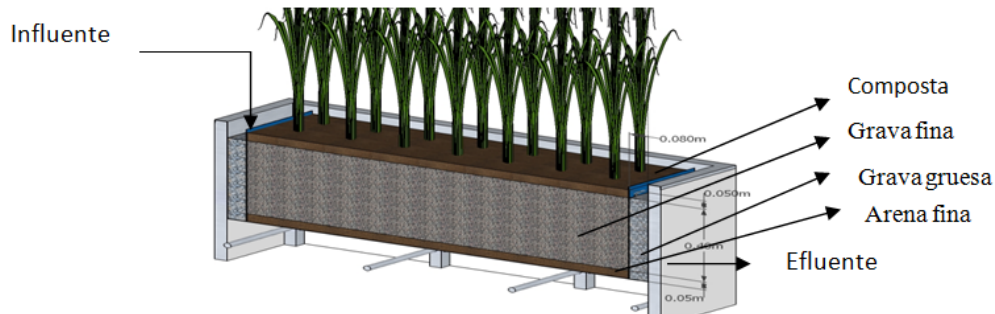


Figura 1. Esquema del humedal artificial subsuperficial - horizontal

La función principal de los humedales, es que actúan como filtradores naturales de agua, debido a sus plantas de origen que almacenan y liberan oxígeno, dando vida a muchas especies acuáticas (Delgadillo, 2010). Estos sistemas consideran tres elementos: Plantas macrófitas, medio filtrante y comunidad microbiana que ayudan en el tratamiento de aguas residuales. (Vymazal, 2005). Las plantas macrófitas son plantas acuáticas visibles, que incluyen plantas acuáticas vasculares, musgos, algas y helechos (Fernández et al., 2004). El substrato o medio filtrante está formado por: arena, grava, sedimentos y restos de vegetación que se acumulan en el humedal debido al crecimiento biológico. Las ventajas de utilizar estos sistemas radica en que su tecnología es relativamente simple y presentan una buena eficiencia en la remoción de DBO, DQO, SST, N, P y patógenos. Además tienen la capacidad de absorber metales pesados y no generan malos olores (Kadlec, 2009; Zurita et al., 2009).

Materiales y métodos

Se diseñó y construyó un humedal artificial a nivel piloto, el cual consistió en una celda de acero inoxidable de 1.90m de largo y .88m de ancho con un área de 1.67m². Para el experimento se utilizaron plantas de la región conocidas como tule (*Typha domingensis*) y como substrato arena fina de .2mm y grava de 3cm de diámetro respectivamente.

El humedal artificial fue alimentado con agua gris procedente de lavadora, la cual era recolectada diariamente. El periodo de evaluación fue de 9 días. La eficiencia de depuración se determinó con respecto a la DQO (demanda química de oxígeno). Los parámetros que se analizaron se enlistan en la tabla 1.

Tabla 1. Parámetros analizados en influente y efluente del humedal

| Parámetros analizados | Método | Norma oficial Mexicana |
|------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| Conductividad eléctrica | Electrométrico | NMX-AA-093-SCFI-2000 |
| pH | Electrométrico | NMX-AA-008-SCFI-2000 |
| DQO | Reflujo cerrado/Espectrofotométrico | NMX-AA-030-SCFI-2001 |
| Sólidos suspendidos (SS) | Gravimétrico | NMX-AA-034-SCFI-2001 |
| Coliformes totales y fecales | Tubos múltiples (NMP) | NMX-AA-042-1987 |

Resultados

La figura 1 muestra los resultados de los análisis químicos de DQO del influente y efluente durante los nueve días de evaluación. En el influente se observó una concentración máxima de 1500mg/l y en el efluente de 120mg/l con una remoción promedio del 71%, de sólidos suspendidos 73% aunque en algunos días depuro al 100%, los coliformes totales depuraron el 91% y los fecales el 94% como se observa en la figura 2. Un estudio realizado por Arango, (2013), en un humedal artificial- horizontal, obtuvo resultados de depuración de DQO del 85%, sólidos suspendidos 77% y coliformes de entrada y salida de aguas grises y negras de 99.99%. Gross (2007) evaluó un humedal artificial de flujo-vertical y alimento agua gris mixta obteniendo una eficiencia de depuración de DQO 75%, SS 98%, estas investigaciones ayudaron a analizar los datos de este estudio, el cual a pesar de las diferencias de construcción, substrato y plantas, el agua gris tiene un buen porcentaje de depuración, en el cual los 3 estudios trabajaron con grava, tule (*Typha domingensis*) y agua gris.

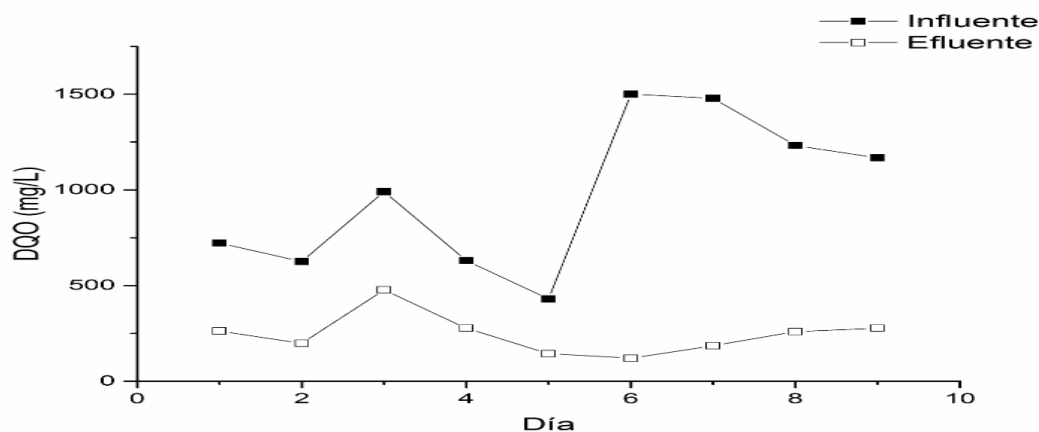


Figura 1. Resultados de la concentración de DQO del influente y efluente del humedal

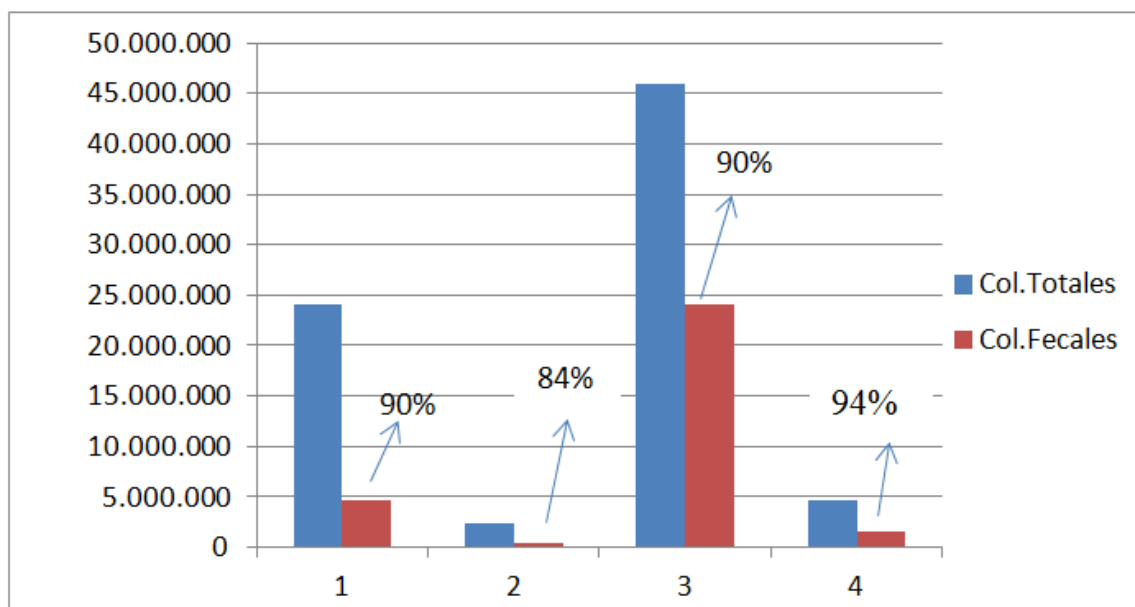


Figura 2. Resultados de depuración de coliformes totales y fecales

Se evaluó pH de entrada y salida promedio de 8.2 y 7.9 en invierno del 2013 como lo muestra la tabla 2. El Estudio realizado por Piérat, (2013) indica que el pH de salida aumento en el efluente con un promedio de 7.22. Este fue disminuyendo a medida que paso el periodo de estudio. Esto se debe a la grava que aporta alcalinidad al agua en forma de iones carbonato y/o bicarbonato. Afectando el valor del pH en condiciones climáticas de la región. También se evaluó la conductividad eléctrica de entrada y salida con un promedio de 2264 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1637 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un 53% de remoción. Estos resultados primarios indican que el humedal artificial-horizontal, puede ser una alternativa de tratamiento del agua de lavadora. Se Requiere realizar análisis económico y evaluar en un periodo más largo, la factibilidad de construcción para tratamiento y reuso de agua en zonas áridas y semiárida de la región noroeste de México.

Tabla 2. Resultados de los análisis de DQO, SS, pH y conductividad eléctrica

| Influente | DQO mg/l | SS mg/l | pH (-) | Conductividad Eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$ |
|--------------------|---------------------|--------------------|---------------------|---|
| Media | 975 | 131 | 8.2 | 2264 |
| Límite superior | 1500 | 293 | 8.4 | 2848 |
| Límite inferior | 430 | 45 | 8 | 2120 |
| Desviación standar | 405 | 89 | 0.1542 | 271 |
| Efluente | DQO mg/l | SS mg/l | pH (-) | Conductividad Eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$ |
| Media | 244 | 39 | 7.9 | 1637 |
| Límite superior | 477 | 77.5 | 8 | 2094 |
| Límite inferior | 120 | 0 | 7.9 | 973 |
| Desviación standar | 119 | 30 | 0.044 | 428.5 |

Palabras Claves: Tratamiento de agua gris, humedal artificial, contaminantes

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Baja California por los apoyos otorgados para la realización de este estudio, a Conacyt, por su apoyo económico, a la Universidad Estatal de Sonora por su apoyo incondicional. Esta publicación fue financiada con apoyos de PIFI-2013

Referencias Bibliográficas

A. Gross, O. Shmueli, Z. Ronen, E. Raveh Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) — a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities *Chemosphere*, 66 (5) (2007), pp. 916–923

Arango Gartner, Á. M. (2013). Biosistema integral de tratamiento de aguas residuales domésticas. Diseño, construcción y evaluación.

Bernal, F., Mosquera, D., Maury, H., Gonzalez, D., Guerra, R., Pomare, A., & Silva, M. (2003). Humedales Artificiales para el tratamiento de las Aguas Residuales en la Corporación Universitaria de la Costa. Seminario Internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de Aguas Residuales, 149.

Delgadillo, O. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Nelson Antequera.

Fernández, J. et al. (2004) Manual de fitodepuración, Ayuntamiento de Lorca, Universidad Politécnica de Madrid.

Kadlec, R. (2009). Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering* 35:159-174.

Pangala, S., Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407(11), 3439-3449.

Piérart, I. P., & Rojas, G. C. (2013). Modelo integrado de un sistema de biodepuración en origen de aguas residuales domiciliarias. Una propuesta para comunidades periurbanas del centro sur de Chile. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(3), 39-51.

Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & Ortiz-Hernández, M. A. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 25(3), 157-167.

Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25:478-490.

Laminar height variation on pathogen removal and nitrogen in subsurface vertical flow constructed wetlands

M. González, D. Paredes

Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Carrera 27 #10-02 Barrio Álamos, Pereira, Risaralda-Colombia. AA: 97 – Código postal: 660003.
diparede@utp.edu.co

Abstract

Contamination of water sources caused by a variety of human activities, is one of the biggest environmental problems that are involved countries around the world, especially in areas like Latin America, where improper disposal of spills is presented as the water domestic and industrial wastes, mining, deforestation and erosion processes related pollution by surface runoff and little or no management of solid waste and leachate (Galvis, 2009).

Constructed wetlands have become a viable alternative for treating liquid waste, trying to "emulate" the complex relationships and reactions that occur in these ecosystems (Arias and Brix, 2003). Vertical Subsurface Flow (VSSF – CW) systems are a type of constructed wetlands whose units can be affected by different hydraulic parameters, including water level, because it plays an important role in the ecological functions and can harm livelihoods associated vegetation, and the impact on the hydraulic residence time (HRT), one of the main operational parameters.

These systems are characterized by a short retention time, where the wastewater is filtered through a pad and contact microbial communities in the roots and associated vegetation in the filter media to maximize the depth of the unit. In VSSF – CW systems can occurs different physical, chemical and biological processes which seek to promote the removal of organic matter, nutrients and pathogens, through the presence and / or absence of oxygen facilitated by changes in the level of residual water within the wetlands.

In order to evaluate the effect of water level the removal efficiency of contaminants and pathogens in VSSF – CW full-scale systems with different levels of residual water (0 – 40 – 65 cm) were operated. The importance of this research is based on the natural systems such as constructed wetlands, are presented as one, both environmentally and economically effective and sustainable eco-technological choice within the local context. In addition, there are few experiences full scale on the efficiency of constructed wetlands.

This research was developed in Domestic Wastewater Treatment Plant (WWTP) of the Magnetron Electromechanical Company where it was determined that their performance as to ammonia transformation achieved through vertical constructed wetland, 0 cm water level, was 14 g/m²d. This parameter showed significant differences between the treatments applied ($p=0.00<0.05$). In contrast, total nitrogen, no significant differences were seen in the average of the data obtained ($p=0.66>0.05$).

On removal of organic matter, in terms of BOD, it was found that significant differences occurred ($p=0.03<0.05$), whereas for COD and TSS showed no significant differences ($p=0.07>0.05$ –

$p=0.29>0.05$, respectively). The vertical system to 40 cm water level was the most efficient in COD removal, $21 \text{ g/m}^2\text{d}$.

Regarding removal of total coliforms and *E. coli*, no significant difference between the mean of the obtained data were found ($p=0.133>0.05$), therefore there was no incidence of different water level applied laminar removing pathogens.

In VSSF – CW systems, Oxygen Transfer Rate (OTR) was calculated to 0 cm water level an approximately value of $80 \text{ g/m}^2\text{d}$, followed by $47 \text{ g/m}^2\text{d}$ was found at 40 cm water level and $45 \text{ g/m}^2\text{d}$ to 65 cm water level. It can be said that most vertical wetlands Oxygen Transfer Rate was 0 cm water level. The oxygen consumption rate (OCR) in wetlands was $59 \text{ g/m}^2\text{d}$ to 0 cm water level, $36 \text{ g/m}^2\text{d}$ to 40 cm water level and $41 \text{ g/m}^2\text{d}$ to 65 cm. It can be inferred that the rate of oxygen consumption in the vertical system at 0 cm height was laminar unit was the highest.

Water level is a factor that is not taken into consideration in design and operation of constructed wetland, which could affect the performance efficiency of contaminant removal such as ammonia, contaminant that occurs in high concentrations in water domestic waste.

Modelación de sistemas de humedales

Uso de la percepción remota, como herramienta para el monitoreo de la calidad del agua en los Humedales de Lerma, Edo. De México.

J. L. Hernández, M. Hernández, A. T. Romero, M. Lucero, M. Á. Gómez

Facultad de Ingeniería, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atlacomulco km. 14.5, Toluca, México.
biojoseluis@hotmail.com, mhernandezt@uaemex.mx, lautona@aol.com mlucero@uaemex.mx, mcamga@uaemex.mx

Resumen

La calidad del agua tradicionalmente ha sido monitoreada mediante medidas puntuales *in situ*, lo cual no permite una observación espacial adecuada en grandes áreas, además de que dichos estudios requieren mucho personal y tiempo para la obtención de resultados, pero la percepción remota ha proporcionado nuevas maneras de obtener datos de la calidad del agua sobre áreas grandes de manera simultánea. Las ciénegas de Lerma es el humedal remanente más extenso del centro del país, es considerada una región prioritaria para la conservación de la diversidad biológica no obstante su importancia, el avance de la urbanización y el corredor industrial han provocado el deterioro y contaminación de sus aguas, en las últimas décadas la calidad del agua se ha deteriorado a niveles alarmantes como resultado del ingreso de aguas residuales. Las comunidades acuáticas son rápidamente alteradas por modificaciones en la calidad física o química del agua.

La contaminación es un factor bien conocido que puede causar una disminución de la biodiversidad en los ecosistemas de agua dulce, dada la relevancia de dichos ecosistemas es necesario tener un monitoreo continuo de la calidad del agua y la percepción remota es una alternativa para estimar la calidad del cuerpo de agua del humedal de manera espacial y temporal. Por tal motivo el objetivo del presente estudio es evaluar la calidad del agua que han tenido las Ciénegas de Lerma mediante percepción remota. Para lo cual se evalúa la correlación de algunos parámetros físico-químicos de calidad de agua como (Temperatura, sólidos, pH, Conductividad, Turbidez, Sólidos suspendidos totales, Nitrógeno total, Nitrógeno disuelto, Nitrógeno amoniacal, Fósforo total y Fosfatos) con valores de reflectancia de las imágenes de satélite Landsat, con el software Idrisi Selva, para dos de las lagunas que integran los Humedales de Lerma (Laguna de Almoloya del Río y laguna de San Pedro Tultepec). El muestro de campo se realizo de la siguiente manera, se tomaron cinco muestras para los parámetros *in situ* y dos para los análisis en laboratorio en cada una de las dos lagunas, cada punto de muestreo fue georreferenciado en el sistema de coordenadas universal transversal de Mercator con Datum WGS84, y se cuidó de tomarlo en el espejo de agua evitando puntos muy cercanos a la orilla o a la vegetación con el fin de generar una correlación entre los Números Digitales (ND) de las imágenes de satélite y los valores de los parámetros medidos *in situ* y de laboratorio.

Se generó un modelo de regresión lineal para cada uno de los parámetros, en donde se tomó como variable independiente a la imagen correspondiente a alguna banda (VNIR, SWIR y TMIR)

y como variable dependiente la imagen con los valores de los parámetros, una vez hecho el análisis se generó la ecuación de regresión la cual es:

$$Y_t = \beta_0 + \beta_1 X_1$$

Donde: Y_t = Variable dependiente, X_1 = Variables independientes, β_0, β_1 = Parámetros que miden la influencia de las variables independientes. Dicha ecuación se sustituye en una operación aritmética para obtener la imagen del comportamiento general del parámetro de calidad de agua analizado para las lagunas. Es necesario considerar que la imagen resultante es una estimación del comportamiento del parámetro analizado en el cuerpo de agua.

Por otro lado se utilizaron proporciones para turbidez y para sólidos suspendidos totales, las cuales consisten en realizar una división entre la banda roja/Banda verde para obtener la turbidez y para los sólidos suspendidos totales la fórmula es (banda azul-banda infrarrojo cercano)/(banda roja- banda infrarrojo cercano). Se determinó el Índice de contaminación trófico (ICOTRO) y el Índice de contaminación por materia suspendida (ICOSUS).

Los resultados obtenidos mostraron una alta correlación con la temperatura (99.54%), fosfatos (-99.37), fósforo (-99.39%) y nitrógeno amoniacal (100%). Los sólidos totales están mejor representados en la banda del infrarrojo cercano (0.76 a 0.90 μ), y la banda roja (0.63 a 0.69 μ) al igual que la conductividad como se esperaba la temperatura tiene el porcentaje más alto en la banda térmica; para el pH no existe una correlación que pueda ser significativa. Para la mayoría de los parámetros evaluados en laboratorio se obtuvo una correlación positiva muy alta, más del 90% (Tabla 1).

Tabla 1: Valores correlación para el análisis con la imagen LANDSAT 7

| | | Landsat 7 | | | | | | | |
|----------------|-----------------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | VNIR | | | SWIR | | | TMIR | |
| Parámetros | | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B7 | B6_1 | B6_2 |
| <i>in situ</i> | sólidos | 0.3724 | 0.1113 | 0.9614 | 0.7856 | 0.8486 | 0.0867 | 0.5242 | 0.0984 |
| | pH | 0.0992 | 0.1554 | 0.3409 | 0.5141 | 0.3664 | 0.1348 | 0.6181 | 0.5412 |
| | Temperatura | 0.3297 | 0.0653 | 0.991 | 0.8093 | 0.8093 | 0.1099 | 0.424 | 0.0445 |
| | Conductividad | 0.3693 | 0.1096 | 0.9616 | 0.7882 | 0.8463 | 0.0885 | 0.5221 | 0.0976 |
| Laboratorio | Turbidez | 0.4497 | 0.3271 | 0.6949 | 0.5788 | 0.8203 | 0.0216 | 0.8306 | 0.4208 |
| | sólidos Totales | 0.0862 | 0.0462 | 0.5079 | 0.2723 | 0.241 | 0.0487 | 0.0013 | 0.3054 |
| | N Total | 0.2041 | 0.5011 | 0.0677 | 0.087 | 0.2514 | 0.0066 | 0.7476 | 0.9474 |
| | N Amoniacal | 0.6909 | 0.3556 | 0.8291 | 0.4784 | 0.994 | 0.0007 | 0.7229 | 0.2054 |
| | Nitratos | 0.0655 | 0.2172 | 0.1267 | 0.2599 | 0.2074 | 0.0567 | 0.5883 | 0.7274 |
| | Fósforo Total | 0.9879 | 0.789 | 0.3537 | 0.0551 | 0.8027 | 0.2732 | 0.7653 | 0.3554 |
| | Fosfato | 0.9876 | 0.7848 | 0.3591 | 0.0575 | 0.8072 | 0.2686 | 0.7659 | 0.3531 |

Para los parámetros tomados *in situ* de la mayor correlación para los sólidos se observó en la banda 3, 4 y 5 de Landsat 7. Para el parámetro de temperatura el valor más alto fue el que se correlacionó con la banda 6 o térmica.

Con la banda roja (3) los parámetros con mejor resultado fueron; Nitrógeno amoniacal, sólidos, sólidos disueltos, temperatura y conductividad. En la banda del infrarrojo se obtuvo una alta correlación para los parámetros medidos *in situ* a excepción del pH, y para los medidos en laboratorio la turbidez, el nitrógeno amoniacal, el fósforo total y el fosfato fueron los más altos. En cuanto a las proporciones que se aplicaron, se encontró buena correlación para turbidez (92.21%), y para sólidos suspendidos el valor máximo fue de 98.48%.

En cuanto a los índices de contaminación el ICOSUS genera una perspectiva general de que el cuerpo de agua está afectado por una contaminación por materia suspendida, para los muestreos de ambas lagunas, se obtuvieron resultados menores a uno, lo que refleja que no existe una contaminación de este tipo.

La metodología seguida para la obtención del ICOTRO sugiere que los valores por arriba de 1 mg/L son indicadores de que el cuerpo de agua se encuentra en estado hipertrófico, en el caso de las dos lagunas evaluadas en el presente estudio, los resultados evidencian que al menos estas dos lagunas que conforman las ciénagas de Lerma se encuentran catalogadas como lagunas hipertróficas.

Palabras clave: Percepción remota, Monitoreo, calidad de agua, Número Digital

Modelado de la hidrodinámica del humedal artificial Las Arenitas Baja California, México

E. J. Carrera, J. Ramírez

Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calle de la Normal s/n, Col. Insurgentes Este, Mexicali, Baja California, 21280, México.
Edgar.carrera@uabc.edu.mx; jorger@uabc.edu.mx

Palabras clave: Humedal artificial, simulación hidrodinámica, eficiencia hidráulica, balance hidrológico.

Antecedentes

El humedal artificial Las Arenitas, ubicado al sur de la ciudad de Mexicali, Baja California, México ($32^{\circ}24'33.92''N$; $115^{\circ}19'39.71''W$) es utilizado para completar el tratamiento del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (ptar). El humedal consiste de 3 embalses (celdas) de forma irregular y cuya superficie total es de 98 ha constituye uno de los humedales de mayor importancia ecológica del delta del Río Colorado, principalmente por la presencia de flora y fauna de notable valor ecológico, incluso se pueden encontrar especies en peligro de extinción, además de la relevancia del reuso de su efluente para la agricultura, en una zona de escasas hídrica. La ptar Las Arenitas, comenzó a operar en el año de 2007 y fue certificada para descargar su efluente a un dren que, posteriormente se une con el Río Hardy, para lo cual tenía que cumplir con la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (NOM-001). La prueba piloto de la ptar, determinó que la planta superaba las concentraciones de los parámetros establecidos en la NOM-001, provocando problemas con los usuarios del Río Hardy. Por esta razón se decidió construir un humedal artificial que pudiera reducir la carga de contaminantes antes de su descarga a un cuerpo de agua nacional. Teniendo en cuenta que son muchos los elementos que hay que considerar para mejorar. El suelo, sedimentos, microbios, micrófitos todos pueden jugar un roll importante en los mecanismos de remoción, pero ante todo, hay que entender los movimientos de agua dentro del humedal (kadlec, 1994). El objetivo de este trabajo fue reproducir la hidrodinámica del humedal para proponer modificaciones morfológicas e hidrológicas del humedal que mejoren la eficiencia del tratamiento de sus aguas residuales.

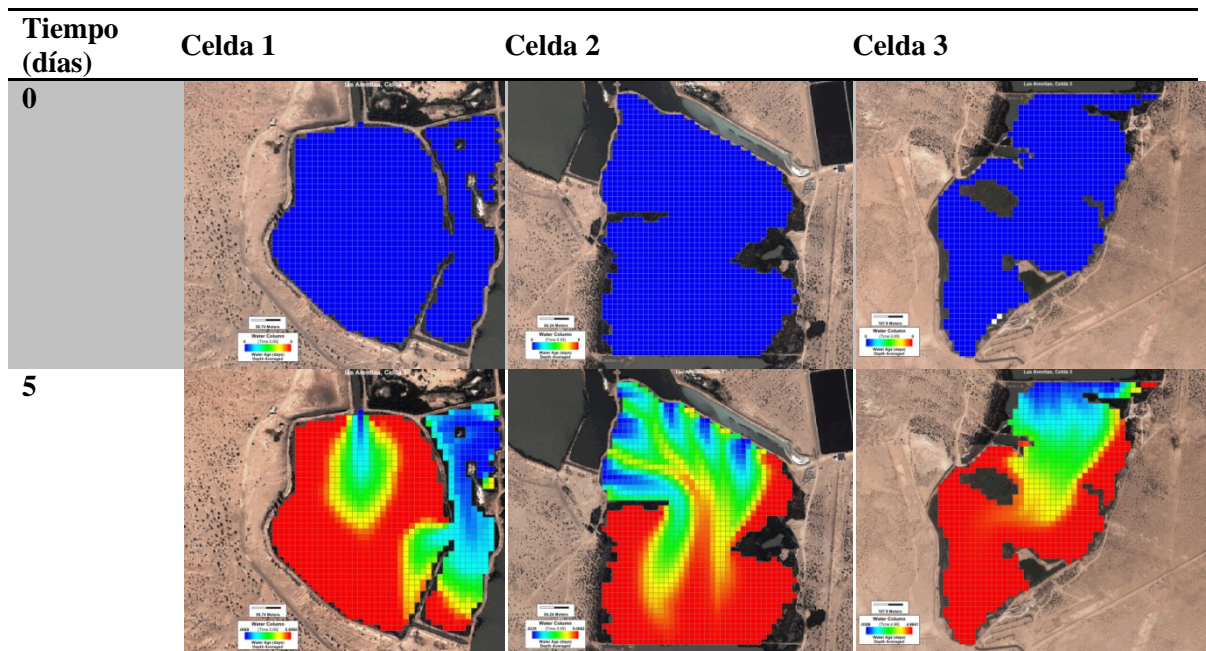
Métodos

Se realizaron mediciones del caudal de entrada y salida, cada 15 días durante un año, usando un medidor de flujo portable marca *Marsh-McBirney Modelo Flo-Mate 2000*. Se instaló una estación meteorológica, marca *Davis Instruments modelo Vantage Pro 2*, junto al humedal, registrando automáticamente a intervalos de una hora; la temperatura, precipitación, presión atmosférica, radiación, velocidad del viento y humedad relativa. Estos datos fueron utilizados para estimar la evaporación total y la evapotranspiración potencial. El volumen del embalse del humedal se realizó una batimetría, a lo largo de secciones transversales y perímetro de las 3 celdas que conforman el humedal, utilizando un perfilador acústico de efecto doppler, marca Sontek modelo River Surveyor, estos datos fueron completados con imágenes Lidar.

Con el propósito de analizar el funcionamiento hidrodinámico, se realizó un modelo hidrodinámico utilizando el código EFDC, (Environmental Fluid Dynamics Code) de la Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica (US-EPA): Este código es libre, permite simular el flujo en 2 y 3 dimensiones, resuelve las ecuaciones de movimiento y continuidad vertical hidrostáticas, para flujo turbulento en un sistema de coordenadas curvilíneo y ortogonal en el plano horizontal y a la superficie de agua-libre en la dirección vertical. El modelo fue construido a partir de mediciones de la geometría, los flujos de entrada y salida de cada una de las celdas y del humedal, la rugosidad del fondo (fricción de fondo 0.02 m), la batimetría y las variables climatológicas a lo largo de un año hidrológico.

Resultados

En la figura 1 se muestra los resultados de la simulación hidrodinámica al inicio y después de 5, 10, 15 y 20 días, mediante un código de colores de la distribución espacial de los tiempos de retención para cada celda. La celda 1 está dividida por un bordo con orientación Norte-Sur que divide parcialmente la celda en dos porciones. La porción Oeste muestra un flujo preferencial en dirección sur que mantiene zonas estancadas en las esquinas Noreste y Suroeste. Por su parte la porción Este muestra para 20 días de simulación colores azules que indican tiempos de retención cortos, esto provoca que el tiempo de retención de la celda 1 sea menor que el tiempo de retención teórico y la depuración del agua sea deficiente. La celda 2 presenta dos zonas muertas de considerable extensión en el flanco sur de las penínsulas transversales ubicadas en la porción meridional de la celda (zonas rojas), disminuyendo el volumen útil de la celda y por consiguiente el tiempo de retención. Se observan dos líneas de flujo que salen por las compuertas hacia el borde Sur propiciando un área de estancamiento de agua por la separación excesiva de las compuertas. La celda 3 tiene un mejor comportamiento hidráulico que las otras dos, sin embargo se observan dos zonas en ambos costados de la celda con agua. El tiempo de retención hidráulico TRH obtenido de la simulación hidrodinámica, fue en promedio de 16 días, un 24% menor que el TRH nominal, esto confirma la presencia de zonas de cortocircuito, lo que reduce los tiempos de tratamiento.



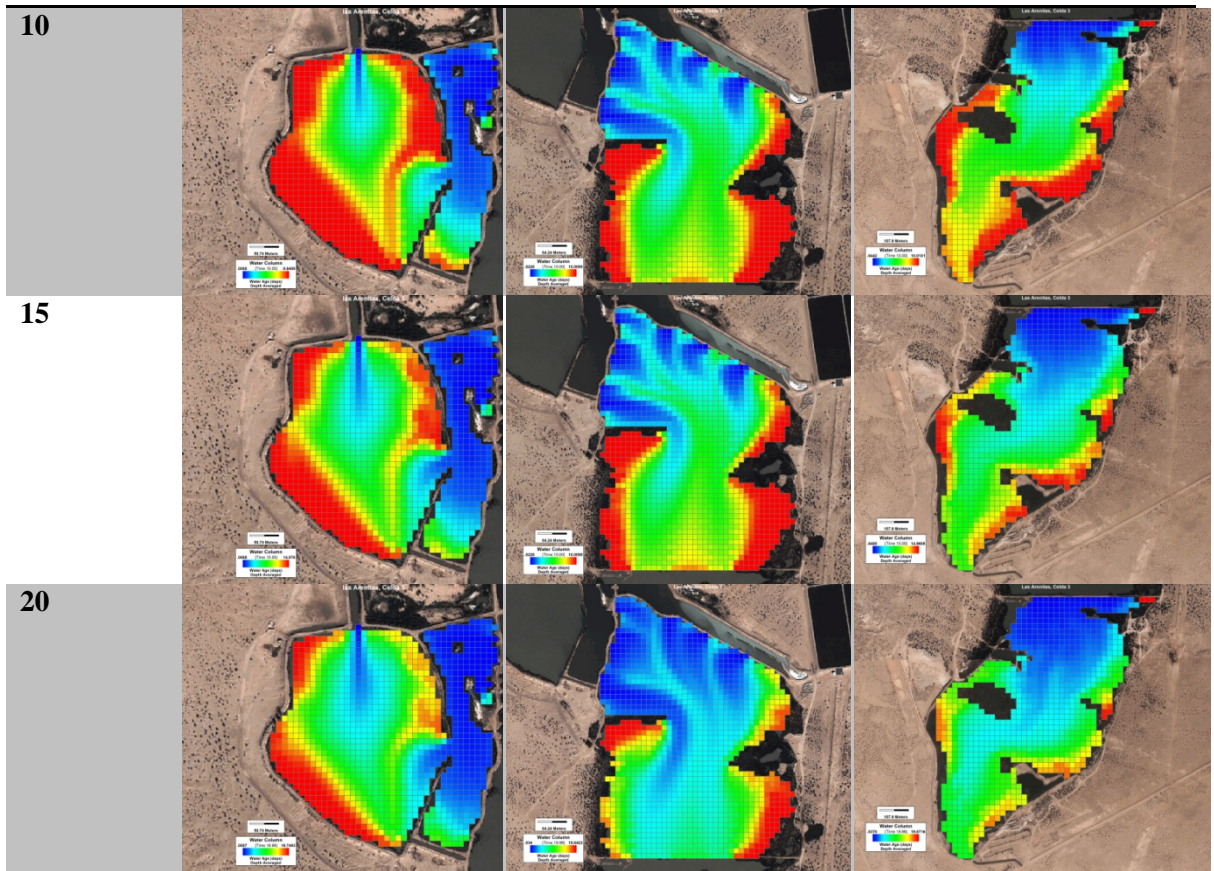


Figura 8. Distribución de los tiempos de retención para cada celda. La paleta de colores indica que el color rojo corresponde al número máximo de días (columna izquierda) y el azul intenso a 0 días.

Con este análisis se propusieron modificaciones a la geometría de la celda 1 cuyos resultados de la modelación aumentan los tiempos de retención y maximizar el movimiento del agua en toda la superficie de la celda evitando zonas muertas que reducen la superficie real. La identificación de líneas de flujo preferencial que reducen los tiempos de retención y con ello la depuración del agua, fueron reducidas en el modelo propuesto dando lugar a un flujo pistón mediante la modificación de la geometría de las celdas, así como, la disposición y extensión de las compuertas que comunican las tres celdas. Se muestra la nueva geometría de la celda 1 y su funcionamiento hidráulico encontrando que se aumenta el tiempo de retención de 3 a 5.3 horas. La modificación física de la geometría de la celda 1 está actualmente en proceso por lo que no se presentan mediciones de campo. En este trabajo no se consideran el transporte de sedimentos y sólidos en suspensión.

Aspectos educativos, capacitación y cultura del agua

Propuestas educativas sobre los Humedales para promover su conocimiento, aprecio, protección y conservación

R. Uribe, R. Vázquez, J. Lambarri y M. Buenfil

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; Paseo Cuauhnáhuac 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, México.

ruribe@tlaloc.imta.mx rvazquez@tlaloc.imta.mx lambarri@tlaloc.imta.mx mbuenfil@tlaloc.imta.mx

Introducción

En el artículo *Los humedales, fuente de inspiración del arte, la literatura, la música y el folclore*, de la Convención Ramsar de 1971, citan algunas formas en que han sido referidos los humedales, tanto positivas, como negativas. En este último sentido aparece que "... pueden ser percibidos como lugares siniestros, sede del mal y del peligro", además de que son "una lúgubre inmensidad de aguas... que no puede atravesar el pie humano... un ambiente preñado de pestilencia (R. Warner, 1826)". En esta misma línea de pensamiento Mauricio Cervantes encuentra que a lo largo de la historia y durante muchos años, los humedales fueron considerados lugares inhóspitos, peligrosos y sin valor económico.

¿Es posible que estas concepciones influyan en la relación que mantienen las personas con estos ecosistemas?, ¿será que el deterioro y desaparición de estos sitios tiene algo que ver con este tipo de percepciones y con el desconocimiento de su funcionamiento y múltiples beneficios? Mauricio Cervantes en su artículo *Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México*, concuerda en que sí, en que estas ideas son quizá la razón del mal uso y abuso de estos ecosistemas; pero no sólo es esto, hay otras variables relacionadas que intervienen, como por ejemplo, la falta de conciencia de conservación y las presiones de atender las necesidades económicas de las crecientes poblaciones que habitan cerca o que de alguna manera dependen de estas zonas. Todo esto está presente cuando se toman las decisiones en torno al actual modelo de desarrollo, que privilegia el valor económico sobre el ambiental, cuyo resultado es un acelerado proceso de deterioro debido, entre otras cosas, al establecimiento de zonas destinadas al desarrollo turístico, a la explotación de hidrocarburos y a labores agropecuarias, acuícolas, urbanísticas y forestales no sostenibles, además de la contaminación producida por dichas actividades productivas, lo que ha incidido en el daño, perturbación, disminución y pérdida de muchos de estos ecosistemas.

En el sentido opuesto al que hemos venido comentando, están las personas que perciben a los humedales como sitios hermosos, llenos de vida y fuente de sustento e inspiración. En estos casos parece existir un vínculo de respeto que se manifiesta en una relación cotidiana de agradecimiento por las bondades otorgadas, donde se identifican costumbres y prácticas tradicionales cuidadosas que nos hablan de compromiso, protección y uso sostenible de sus valiosos recursos. Estas personas conocedoras de su biodiversidad y funcionamiento,

valoran su entorno y se oponen a las prácticas destructivas que atentan contra lo que consideran su patrimonio natural y cultural.

Metodología

Si damos por cierto que las concepciones que la gente tiene sobre el ambiente y su funcionamiento influyen en su forma de relacionarse con él, entonces la educación ambiental tiene un papel fundamental. En este sentido viene al caso citar el pensamiento del conservacionista senegalés Baba Dioum: "Al final, sólo conservamos aquello que amamos, sólo amamos aquello que conocemos y sólo conocemos aquello que nos han enseñado".

Actualmente existe un reconocimiento de que los humedales son áreas de gran diversidad biológica, de enorme importancia ecológica y económica y de considerable belleza natural. En el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) hemos desarrollado algunas propuestas educativas, para promover el conocimiento sobre los humedales, sus funciones y valores con el fin de sensibilizar a la población e incidir en la toma de decisiones informada que permita su conservación y uso sostenible. A continuación describiremos dos de estas iniciativas dirigidas a comunidades que viven en los humedales y en torno a ellos.

La primera en Tabasco, en colaboración con Petróleos Mexicanos y la Dirección de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. La propuesta estuvo basada en talleres diseñados especialmente para maestros, alumnos de cuarto a sexto de primaria de escuelas rurales, y trabajadores de Pemex, con temas que destacaron los valores y servicios ambientales (con énfasis en el agua), que tiene esta área natural protegida en la que viven o trabajan. El contenido de los talleres incluyó: la proyección de videos que abordan la situación actual del agua en México y la relación estrecha de la cultura de un lugar con su disponibilidad de agua; una presentación sobre Pantanos de Centla; una visita guiada por las salas de exposición de "La casa del agua" (en donde se trataron aspectos relacionados con la flora, la fauna y el aprovechamiento de los recursos naturales en la región); un recorrido por el centro de interpretación del sitio y una serie de actividades educativas en las que quedaba al descubierto: la importancia que tiene la relación de las personas con el agua en sus actividades cotidianas; la identificación del agua como factor esencial para todas las formas de vida; la multiplicidad de usos del agua, la contaminación como resultado de su uso; su disponibilidad limitada y los problemas que conlleva el tratarla, suministrarla y hacerla llegar a todos los usuarios; la influencia de los valores, actitudes y creencias de las personas en el desarrollo de sistemas y manejo del agua; la participación que tenemos todos en el deterioro de los ecosistemas, así como en la solución de los problemas.

La segunda propuesta fue en el marco de colaboración del Programa para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro, en donde se desarrolló una guía educativa denominada *Descubre una cuenca: el lago de Pátzcuaro*, dirigida a sus habitantes para promover la concientización, la responsabilidad, el aprecio, el conocimiento y el entendimiento de los asuntos relacionados con el agua en su cuenca. Contiene una sección descriptiva que introduce y enriquece el concepto de cuenca, resalta el patrimonio natural y cultural presentando la geografía, geología, flora, fauna, ecosistemas y problemas que enfrenta esta región. También contiene una sección educativa con 15 actividades didácticas relacionadas, que conectan a la población con su patrimonio natural y cultural a través de

talleres, permitiéndoles revisar su relación pasada, actual y futura -de seguir con su actuación presente-, o de un mañana distinto si modifican sus patrones de comportamiento. La estrategia aquí consistió en formar facilitadores (educadores formales y no formales) que fueron capacitados para impartir los talleres a niños, jóvenes y público en general en los cuatro municipios ribereños de la cuenca. Se les dotó con la guía Descubre una cuenca: el lago de Pátzcuaro, cuadernillos para niños, vídeos y una estructura de talleres que permitían abordar su riqueza natural y cultural; el balance hídrico; la evolución de las prácticas de gestión en su cuenca; las consecuencias de estas prácticas; la importancia, funciones y valores de los humedales, entre otros temas.

Resultados

Se cuenta con una metodología de talleres lúdica y contextualizada que promueve la construcción del conocimiento, mediante la discusión informada de los temas de interés para las comunidades propiciando el pensamiento crítico y creativo.

En ambas propuestas educativas, las evaluaciones de los talleres fueron positivas. Reconocen la importancia de este tipo de capacitación y recomiendan que se imparta a todos los que habitan en la zona, especialmente a los tomadores de decisiones.

En las reflexiones al término de los talleres, muchos de los participantes reportan el desconocimiento de lo que son los humedales, el funcionamiento y la complejidad de estos ecosistemas. Aceptan con claridad la dependencia que tienen hacia ellos y el impacto de las acciones comunitarias y personales en la calidad del agua, en su deterioro, en la pérdida de su biodiversidad y manifiestan disposición a modificar, adquirir o eliminar ciertos comportamientos para establecer una relación más sana con el ambiente y con el agua. Reportan los aprendizajes, deseos, compromisos y planes que nos hablan del aprecio, respeto, solidaridad, valoración y actitudes positivas hacia su ambiente en general y hacia el agua en particular; sin embargo, es necesario establecer un sistema de evaluación y seguimiento que permita saber si estas verbalizaciones se traducen en acciones concretas en favor de su entorno.

Palabras clave: Humedales, uso sostenible, propuesta educativa.

Implementación de sistema de tratamiento de aguas residuales en el Centro Integral de Capacitación y Cultura Ambiental Agua Brava, municipio de Zapopan jal.

Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Dirección General Forestal y Sustentabilidad. Dirección de Educación Ambiental
delfino.acoltzi@jalisco.gob.mx

El Centro de Integral de Capacitación y Cultura Ambiental , Agua Brava, dependiente de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Gobierno del estado de Jalisco, se localiza en el Bosque La Primavera, y más específicamente en el predio conocido como “Agua Brava”. En este espacio se llevan a cabo actividades encaminadas a promover el desarrollo sustentable y de conservación a través de cursos de capacitación, talleres, campamentos, recorridos guiados por senderos interpretativos para la observación de la flora así como atención general a los 3,000 visitantes que anualmente visitan estas instalaciones.

Debido a la importancia para proteger la calidad del agua de este lugar, para contribuir a la preservación de la biodiversidad y del hábitat natural de las especies de flora y fauna, se planteó el uso de un sistema de tratamiento que integra un Humedal Construido y como parte de las acciones, en el año 2009 a este centro fue la solución al problema de generación de aguas residuales producto del uso en las instalaciones.

Este sistema consiste en un pre tratamiento físico por medio de un desarenador con cribas de acero inoxidable, tapas de registro, trampas de grasa y aceite, un tanque séptico para el tratamiento biológico y un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA). El efluente es conducido para su pulimento a un humedal construido de flujo subterráneo a base de plantas hidrófilas, principalmente alcatraz, finalmente de aquí es descargado y se utiliza en riego de arboles en la zona inmediata.

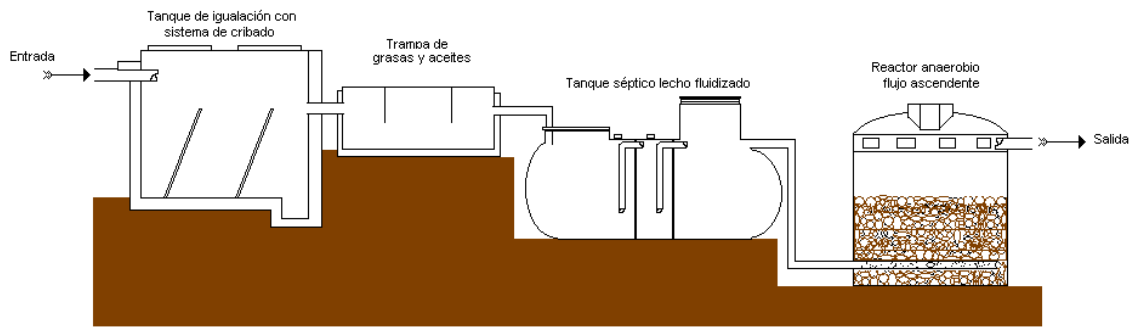
El sistema tiene una superficie de 250 m² y capacidad instalada para procesar 8,000 litros por día y esto representa poder beneficiar y atender la afluencia diaria de 200 personas de manera permanente.

Impactos cualitativos

Mediante bioingeniería y técnicas de obras de conservación de suelo se ha logrado rehabilitar el arroyo donde anteriormente se tenían las descargas sin tratamiento de las aguas residuales.

El Humedal construido forma parte del sendero interpretativo que incluye criterios formativos educativos, y ambientales.

Es significativa la presencia de flora y fauna silvestre en la zona de influencia del Humedal. La cosecha de alcatraces representa valores productivos, ambientales y culturales ya que estas flores se han utilizado en eventos de festividades locales, festividades conmemorativas como el día del amor y la amistad, el día de la mujer, eventos culturales y de uso ornamental en las oficinas.





Diseño de un humedal artificial para tratamiento de las aguas residuales domésticas de la población de Vícam, en Sonora, México

F. Bejarano, J.García¹, J. G. García²

¹ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo; Carretera al Varadero Nacional km. 6.6, Col. Las Playitas, C.P. 85480, Guaymas, Sonora. México.

² Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua; Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, C.P. 62550, Jiutepec, Morelos, México.
fabiola.bejarano@estudiantes.ciad.mx

Resumen

La legislación mexicana, en materia de protección ambiental, insta a los responsables de las descargas de aguas residuales a cumplir con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales con la finalidad de proteger su calidad y posibilitar sus usos, la cual es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. La utilización de los humedales artificiales para tratamiento de aguas residuales ha estado ganando cada vez más la atención debido a su capacidad para proporcionar niveles relativamente altos de remoción de diferentes tipos de contaminantes (nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos, metales pesados, organismos patógenos como coliformes fecales y huevos de helminto, entre otros) en comparación con otras tecnologías. Por si fuera poco, las necesidades técnicas, operativas y económicas para llevar a cabo su operación y mantenimiento son significativamente bajas comparadas con las tecnologías de tratamiento convencionales. El objetivo de este trabajo es diseñar, dimensionar y construir un humedal artificial como una alternativa para dar saneamiento a las aguas residuales domésticas de la población de Vícam, en Sonora, México, esto con la finalidad de reducir el impacto del vertido de las aguas residuales crudas sobre el estero “Los Algodones” situado aguas abajo del curso del agua, lo cual representa una fuente de contaminación potencial para el cuerpo de agua receptor, para los organismos acuáticos que ahí habitan, y para la población en general ya que a la fecha no cuenta actualmente con un sistema de tratamiento de aguas residuales. Esto forma parte de la estrategia nacional para tratar las descargas de aguas residuales municipales y al mismo tiempo proveer de agua tratada para fines de reúso agrícola privilegiando el uso de tecnologías que sean de bajo costo de instalación, operación y mantenimiento y que eviten al máximo el empleo de productos mejorados y la utilización de tecnologías que obliguen a adquirirlas con un solo proveedor. La localidad de Vícam pertenece al municipio de Guaymas, Sonora, México y es una de las poblaciones más importantes de ese municipio ya que, de acuerdo con los datos del Censo de Población y Vivienda 2010 realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2010), es la segunda con mayor número de habitantes después de la misma cabecera municipal con un total de 9,364. Por otro lado, Vícam es una de las principales comunidades de la etnia Yaqui, que es la etnia más representativa del

estado de Sonora y, es considerada por la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI) como una localidad indígena ya que cuenta con una proporción de población indígena mayor o igual a 40% de su población total (57.8%) (CONAPO, 2010 y CDI, 2010). Cabe mencionar que actualmente esta población atraviesa por fuertes problemas políticos y sociales entre los que destaca la demanda de agua para cultivo por lo que la instalación de un sistema de tratamiento de aguas residuales y el posible reúso que se le podrá dar a las aguas residuales tratadas contribuirán a mediar este conflicto. El diseño e instalación se elaborarán en colaboración con las aportaciones de todos los miembros del equipo, partes interesadas, autoridades locales y con la Comisión Estatal del Agua (CEA) del estado de Sonora. Los estudios preliminares incluyen: a) Visitas de campo y reuniones con los principales interesados; b) Recopilación y síntesis de toda la documentación e información sobre el flujo de agua residual y su calidad, entre otros; c) Levantamiento topográfico del sitio; d) Evaluación de la contaminación actual (metales pesados, nutrientes, materia orgánica, organismos patógenos, etc. Para realizar las actividades anteriores se llevó a cabo la caracterización del agua residual mediante muestreos y análisis de campo y laboratorio que se realizaron en las temporadas de verano, otoño e invierno del 2013 para monitorear los principales parámetros. Se realizaron muestreos de 24 horas con intervalo de 4h de acuerdo con la frecuencia que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996. En cada horario se recolectaron muestras simples de las aguas residuales crudas a las cuales se les determinó el contenido de NO_3 (nitratos), NO_2 (nitritos), NH_4 (amonio), PO_4 (fosfatos), NT (nitrógeno total) y PT (fósforo total) mediante un espectrofotómetro portátil La Motte SMART Spectro, siguiendo la metodología establecida en el manual del equipo para cada uno de los parámetros. Asimismo, se analizaron en laboratorio los contenidos de metales pesados como plomo, cadmio, zinc, mercurio, cobre y fierro, en un espectro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 1100 B. También se tomaron muestras, para el análisis de DBO_5 (demanda bioquímica de oxígeno), materia flotante, coliformes fecales y totales, así como grasas y aceites. Finalmente, en el punto de muestreo se midieron los parámetros de campo como temperatura, OD y pH del agua para ser comparados con los límites de la NOM-001-SEMARNAT-1996, así como salinidad, conductividad y SDT (sólidos disueltos totales), estas mediciones se realizaron con un equipo portátil YSI 556 MPS sistema de sonda múltiple. Los valores promedio obtenidos *in situ* fueron: temperatura: 30 °C; pH: 7; conductividad: 2.3 mS/cm; salinidad: 1.2 ppt; SDT: 1.5 g/L y OD: 1.2 mg/L. Los resultados del análisis de metales fueron significativamente menores comparados con la NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que no se considerarán en el diseño. Dentro de nutrientes los más relevantes fueron NH_4 y PO_4 con concentraciones 35 y 16 ppm respectivamente. Los valores promedio obtenidos para los principales contaminantes que se miden para determinar la calidad de un agua que es descargada a aguas y bienes nacionales, fueron 195 ppm para DBO_5 , 1.38×10^7 NMP de coliformes fecales, 45 ppm para NT, 12 ppm para PT, además de “presencia” de materia flotante. El único contaminante que resultó casi ausente fueron las grasas y aceites. El caudal de agua residual en el sistema se estimó en un promedio de 3 L/s tomando como base las estadísticas de consumo de agua y cobertura de alcantarillado de la población. El diseño del humedal se realizó en base a los resultados obtenidos de calidad y cantidad del agua residual, así como a las condiciones climáticas y de topografía de la zona de estudio.

Palabras clave: humedales artificiales, diseño, agua residual doméstica, Vícam, Sonora

Humedales construidos para el reúso de aguas servidas en Chile: relación entre la zona geográfica y los parámetros críticos de control

Vera^{1,2,3}, C. Jorquera^{2,4}, D. Lopez³ y G. Vidal³

¹Universidad Arturo Prat, Casilla 121, Iquique, Chile.

²Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos_CIDERH, Iquique, Chile

³Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales & Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

⁴Universidad de Tarapacá, Arica, Chile.

leonardo.vera@ciderh.cl

Palabras clave: conductividad, humedales construidos, materia orgánica, patógenos, reúso.

Resumen

Chile se encuentra localizado entre los paralelos 17°29'S y 56°32' S, extendiéndose a lo largo de 4270 km. Esta geografía provee al país un clima muy variado, desde un árido desierto por el norte a nieves eternas por el sur. Más aún, en los últimos años una variación climática ha reducido las precipitaciones hasta un 40% en la zona centro-sur del país, mientras que en la zona norte solo se han registrado precipitaciones inferiores a los 5 mm/año (DGAC, 2014). Estos datos muestran la necesidad de buscar nuevos recursos de agua, y por ello, el reúso constituye una fuente alternativa para el futuro.

El objetivo del presente trabajo es enmarcar las diferentes configuraciones de humedales construidos (HC) como alternativa de tratamiento de aguas servidas para la obtención de agua con calidad de reúso agrícola, evaluando los parámetros críticos de control de calidad para cada zona geográfica.

Como metodología de trabajo, se realizará mediante contraste con la bibliografía existente el potencial de aplicación real y las soluciones tecnológicas a implementar, bajo el esquema jurídico que rige actualmente al país, considerando la relación entre la zona geográfica y los parámetros críticos de control del agua para reúso.

Los resultados muestran que para el 2012, en las zonas urbanas el 100% del agua servida colectada es tratada (SISS, 2013). A nivel país, las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) son de tipo secundario con desinfección por cloración, siendo la tecnología de lodos activados la aplicada en más del 60% de los casos (SISS, 2013). Evaluación de PTAS en la zona centro-sur muestran una tendencia similar en tecnología, y una eliminación de materia orgánica y sólidos superior al 80% (Vera *et al.*, 2013). Sin embargo en la zona norte, las PTAS se basan en sistemas lagunares y emisarios submarinos. Análisis preliminares indicarían que varias de las PTAS basadas en sistemas lagunares requieren una optimización, con una posible aplicación de HC.

Por otra parte, en las zonas rurales como máximo 20% de las aguas servidas producidas son tratadas (CASEN, 2009). Por tanto, los HC constituyen una alternativa de tratamiento de tipo secundario para éstas zonas (Vera *et al.*, 2011). Estudios realizados muestran que HC aplicados al tratamiento de aguas servidas en la zona centro-sur han presentado una eliminación de materia orgánica y sólidos superiores al 60%. Sin embargo, no han determinado la eliminación de patógenos (Vidal *et al.*, 2013). Los HC eliminan hasta 3 unidades logarítmicas de coliformes fecales (Headly *et al.*, 2013). Este es el único indicador de contaminación microbiológica que incluye la Norma Chilena 1333 (INN, 1987) para el agua de riego, con un límite de 10^3 NMP/100 ml. Por tanto, el agua servida, que presenta niveles de entre 10^6 y 10^9 de coliformes fecales (Headly *et al.*, 2013), a ser tratada en PTAS basadas en HC necesitarían una desinfección final. En el caso de la zona norte, no se encuentra información de humedales construidos en la literatura. Resultados preliminares de caracterización de aguas servidas evidencian conductividades sobre 2 dS/cm. Este valor afectaría la mayoría de cultivos en aplicaciones de reúso agrícola (INN, 1987). Por tanto, una PTAS basada en HC debe considerar incluir alternativas tecnológicas para su reducción.

En conclusión, los humedales construidos presentan un potencial de aplicación en Chile como tratamiento secundario en las zonas rurales del centro-sur y el norte, y una posible alternativa de optimización de PTAS existentes para la zona Norte. Complementariamente a su factibilidad de aplicación, se hace necesario aplicar tecnologías específicas para el reúso de las aguas a fin de cumplir con parámetros específicos de coliformes fecales y conductividad, dependiendo de la zona geográfica de aplicación.

Agradecimientos. Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural”, CONICYT/FONDAP/15130015 y CONICYT/REGIONAL/CIDERH/R09I1001.

Referencias

Caracterización socioeconómica nacional (CASEN), 2009. Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional, Vivienda, Hogares por Zona según Región y Eliminación de excretas, Ministerio de Planificación, Gobierno de Chile. Dirección electrónica: <http://www.mideplan.gob.cl/casen/Estadisticas/vivienda.html>. Consultado: enero de 2014.

Dirección General de Aeronáutica Civil (DGAC). (2013). Dirección Meteorológica de Chile. Dirección electrónica: <http://www.meteochile.gob.cl/>. Consultado: enero de 2014.

Headly, T., Nivala, J., Kassa, J., Olsson, L., Wallace, S., Brix, H., van Afferden, M., Muller, R. (2013). Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: Effects of design and plants. *Ecological Engineering* 61B, 564-574.

Instituto Nacional de Normalización (INN) (1987) Norma Chilena (NCh) 1333 Of. 78 Modificada 1987. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. 15 pp.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) (2013). Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas en Operación en Chile. Disponible en: <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3544.html>. Consultado: noviembre de 2013.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G. (2011). Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37 (2), 364–371.

Vera, I., Sáez, K., Vidal, G. (2013). Performance of 14 full-scale sewage treatment plants: Comparison between four aerobic technologies regarding effluent quality, sludge production and energy consumption. *Environmental Technology* 34 (15), 2267-2275.

Vidal, G., López, D., Vera, I., Chamorro, S., Baeza, C. (2013). Control de la contaminación de aguas servidas en áreas rurales de alta sensibilidad sísmica a través de humedales construidos. *Revista Seguridad y Medio Ambiente – Fundación Mapfre* 33 (131), 52-60.

Disinfection efficiency evaluation of a coupled system UV-H₂O₂ solar with pilot scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment for reuse purposes

H. A. Casierra², J. E. Casalins², X. Vargas², A. Caselles^{1,2}

¹ Centro de Estudios del Agua, Universidad del Atlántico Research group: Environmental Engineering Group.

² Research group: Wetlands Caribbean Colombian. Universidad del Atlántico, Km 7 Old way Puerto Colombia, Barranquilla, 08001, Colombia.
ximenavargas@mail.uniatlantico.edu.co

Introduction

Advanced Oxidation Technologies (AOT's) are innovative tools for the treatment of both industrial and domestic wastewater. In recent years there have been several investigations to assess the efficiency and scope of various techniques.

The possibility of combining biological systems with AOT's for wastewater treatment makes imperative to assess the usefulness of the combination of treatment technologies, adjusting designs and operational conditions.

Climate change in countries like Colombia has generated drought seasons of longer duration, and sunlight can be harnessed to treat wastewater. This research project approaches the disinfection of wastewater using Advanced Oxidation Technologies for reusing purposes, and also seeks to evaluate the potential of the combination of a solar photocatalytic process using hydrogen peroxide (H₂O₂), with a biological system as an alternative for to reuse domestic wastewater.

To do this, a photoreactor consisting of polymethylacrylate pipes exposed to solar UV radiation was built, which operates in batch mode to evaluate the Advanced Oxidation Technologies, and Horizontal sub surface flow constructed wetlands (HSSF) planted with local macrophyte *Cyperus ligularis* are used to assess the degree of disinfection achieved, first with the two technologies separately and then as a coupled system. The experiment is being carried out in Universidad del Atlántico (Barranquilla-Colombia) in a pilot system operating under tropical conditions.

Key words: Coupled system, wastewater, UV/ H₂O₂, wetlands, solar disinfection.

Methodology

Solar photoreactor Construction and Pilot plant set up of Horizontal Sub Surface Flow (HSSF) Constructed Wetlands

Solar reactor consists in 5 Polymethylacrylate pipes exposed to solar radiation; they are supported on an 11 degree inclined aluminum tray. Polymethylacrylate was chosen for its excellent transmittance properties, and aluminum due to its high reflectivity. A 50L tank is

used to store the wastewater to be treated, and the water is circulated through the pipes by a 1/2 HP pump. The pipes exposed have a 12 L volume approximately.

Horizontal Sub Surface Flow (HSSF) constructed wetlands consisted of four concrete containers that were arranged in a parallel configuration. The containers were located near a wastewater treatment plant that provided service for the university population. Each of the wetland treatment units measured 1.0×0.6×0.6 m deep and was backfilled with local gravel substrate (average dimensions of 8 to 10 mm). Wetland bed was planted with 25 seedlings-rhizomes of *Cyperus ligularis*. The wetland was planted in July 2013 and was subsequently monitored.

Operation and wastewater quality monitoring. Storage tank is filled up with 40L of wastewater previously clarified in a settling tank and then the water is circulated through the pipes: the water is pumped from the storage tank through these and is discharged in the same tank, ensuring batch operation mode. Hydrogen peroxide was added in the tank at the beginning of the tests. The residence time was 5 hours, at times when UV indices were higher (about noon).

Untreated water (influent) and treated water (effluent) were taken before and after 5 hours of residence and analyzed for COD, ammonia-N, Hydrogen Potencial (pH), oxidation/reduction potential (ORP), dissolved oxygen (DO), electric conductivity, turbidity, temperature and fecals and totals coliforms. Measurements and analyses of water samples were as described in APHA-AWWA-WEF (2005) or according to manufacturer’s guidelines. Total and fecal coliform bacteria populations are enumerated using the membrane filtration method using 0.45 µm pore size membrane filters (Millipore Corp) and selective agar EMB (Eosin-Methylen blue). Measurements of *In situ* parameters are obtained using a WTW Multiparameter (Multi 9430).

Four photolysis tests were carried out, where the wastewater was exposed to sunlight without any addition of an oxidizing agent. Then, tests were executed using three doses of hydrogen peroxide (4 tests per dose): High (300 ppm), Medium (30 ppm) and Low (3 ppm), in order to find an optimal dose for the degradation of COD, ammonia -N and total and fecal coliforms. When the coupled system is evaluated, the effluent from the wetland will be treated in the photoreactor using the optimal found peroxide dose.

Results and discussion

Solar photoreactor Treatment. Table 1 provides parameter values as a function of treatment. Temperature increased after treatment approximately 10°C. Dissolved oxygen concentration is proportional to peroxide’s dose. ORP changed from negative to positive values indicating a shift from anaerobic to aerobic conditions, a fact which is justified by the increased oxygen dissolved. Parameters such as pH, electrical conductivity and turbidity showed insignificant variations.

Table 1. Averages (SD in brackets) of the water quality parameter in the influent and effluents

| Parameter | Influent | Photolysis | Low | Medium | High |
|-----------|----------|------------|-----|--------|------|
|-----------|----------|------------|-----|--------|------|

| | | (3 ppm) | (30 ppm) | (300 ppm) | |
|-------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Temperature (°C) | 27,4 (±1,7) | 38,5 (±3,2) | 32,4 (±4,8) | 39,1 (±0,6) | 36,3 (±1,6) |
| Dissolved Oxygen (mg/L) | 0,2 (±0,5) | 1,4 (±2,5) | 3,2 (±1,9) | 6,5 (±0,4) | 8,6 (±0,5) |
| E_H (mV) | -243,4 (±159,8) | 49,6 (±57,4) | 16,3 (±80,9) | 98,1 (±43,5) | 180,5 (±29,0) |
| Electric conductivity (uS/cm) | 1405,8 (±223,0) | 1361,0 (±131,1) | 1531,5 (±135,2) | 1347,7 (±306,9) | 1786,2 (±696,8) |
| pH | 8,2 (±0,2) | 8,2 (±0,1) | 8,3 (±0,1) | 8,3 (±0,2) | 8,4 (±0,3) |
| Turbidity (NTU) | 55,8 (±34,8) | 29,5 (±3,6) | 33,2 (±15,1) | 58,9 (±40,3) | 35,5 (±10,4) |

Figure 1 show the removal of COD in treatments. Photolysis tests reached 20% removal, Low Range tests 12%, Medium 13% and 42% to High Range. These results demonstrate that this treatment is not recommended for COD removal, but good removals are obtained with 300 ppm of Hydrogen Peroxide (High Range).

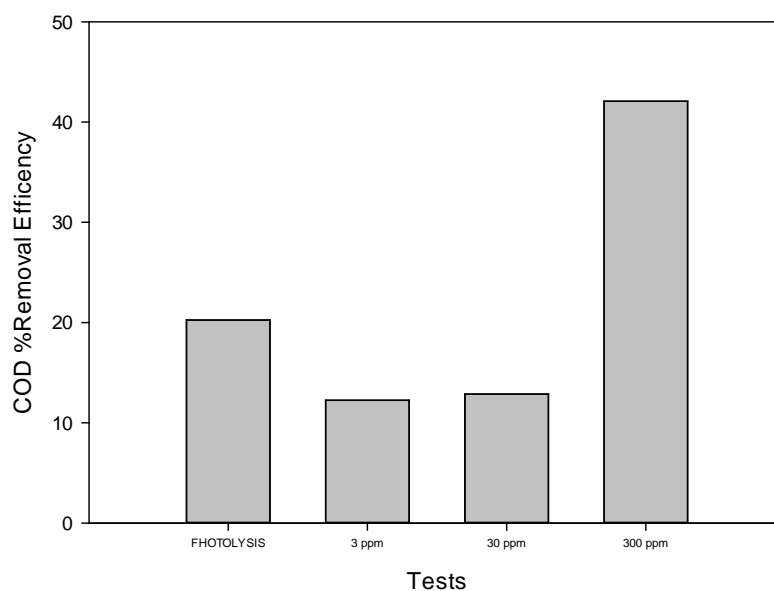


Figure 1. COD %Removal Efficiency to Solar Reactor

The NH_4^+-N removal was negligible. For total and fecal coliform removals 1 logarithmic unit for the photolysis and low range, 2 logarithmic units for midrange and 4 logarithmic units were achieved with High range doses. It is found that the more peroxide it's added, disinfection treatment will be better.

Wetland Treatment. Table 2 provides values of physicochemical parameters of effluent wetland planted with *Cyperus ligularis*. (Charris et al. 2014)

Table 2. Averages (SD in brackets) of the water quality parameters in the effluent of the HSSF. Calculations based on 25 to 28 measurements depending on the parameter

| Parameter | Cyperus ligularis |
|------------------------------|-------------------|
| Temperature, °C | 27.7 (±2.1) |
| Oxygen Dissolve, mg/L | 1.8 (±0.9) |
| E_H , mV | 247.6 (±70.8) |
| pH, | 7.0 (±0.1) |
| Electric conductivity, uS/cm | 557.8 (± 171.8) |

The system planted with *C. ligularis* reached 92% removal. This high efficiency demonstrates that organic matter removal can occur with this macrophyte. These results are consistent with those reported by Vega *et al.* (2013) respect *C. articulatus* in similar experimental.

The NH_4^+ -N removal rates were higher, in planted systems with *C. ligularis* (60%) as compared to solar photoreactor treatment.

These results are still being studied in this research such as the coupled system proposed.

Conclusions

This short-term study revealed that to reach high removal COD and disinfection efficiencies, 300 ppm (High Range) would be a good dose of peroxide to use.

A coupled system UV- H_2O_2 solar with pilot scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment could be a good system for COD, Ammonium and Coliforms removal.

Acknowledgements

Centro de Estudios del Agua of the Universidad del Atlántico who facilitated facilities to advance research laboratories.

References

APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. American Public Health Association. Washington, DC.

Arroyave. Tratamiento de Aguas Residuales por medio de un sistema acoplado de fotocátalisis – humedales. Universidad EAFIT. 2008.

Charris, J. C., A. Caselles-Osorio. 2014. Efficiency removal of contaminants domestic wastewater with horizontal sub surface flow constructed wetlands planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) *Colinum Echinochloa* (Poaceae)

S. Malato, J. Blanco, D. C. Alarcón, M. I. Maldonado, P. Fernández-Ibáñez, and W. Gernjak, "Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors,"

Montoya et al. Construcción y evaluación de un reactor solar para tratamiento fotocatalíticos de aguas residuales. Universidad de Antioquia. 2006

Vega, H. J., J. C. Lancheros y A. Caselles-Osorio. 2013. Organic matter and nitrogen removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands planted with *Cyperus articulatus*. Libro de abstracts. Quinto simposio internacional sobre dinámica y control de contaminación en humedales - Wetpol 2013. Nantes-Francia. 229 p

Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del Lago del Bosque de San Juan de Aragón

V. M. Luna y S. Aburto

Laboratorio de Microbiología Experimental, Departamento de Biología, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, México, D.F.
lpvictor@unam.mx, victormlp@yahoo.com

Introducción

Los cuerpos acuáticos naturales y artificiales son altamente propensos a recibir aguas contaminadas con o sin tratamiento previo, lo cual origina el detrimento en la calidad del agua y con ello la pérdida de biodiversidad nativa y su potencial como fuente de abastecimiento de agua para diversas actividades humanas. De manera particular, el lago del Bosque de San Juan de Aragón, México D. F. se encuentra en estado de eutrofización, debido a que es alimentado con el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas, de tipo lodos activados convencionales, conocida como “Tlacos”. El diseño de ese tipo de tecnología no permite reducir, a niveles apropiados para la prevención del fenómeno de eutrofización (0.30 mg/L de nitrógeno total y 0.01 mg/L de ortofosfatos), la concentración de nutrientes inorgánicos (nitratos y fosfatos) presente en el agua a tratar, motivo por el cual, al ser depositada en el lago, propicia el incremento en la proliferación de microalgas. Una alternativa de tratamiento, acorde con la vocación del sitio, es el uso de humedales artificiales (HA). Un HA es una ecotecnología que permite reducir mediante procesos de biotransformación y mineralización, la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo, por debajo de lo establecido por la normatividad vigente. Los principales componentes de un HA son el componente vegetal, representado por plantas vasculares terrestres y/o acuáticas, los microorganismos y el material de empaque o medio de soporte del sistema el cual está constituido por agregados pétreos. Los HA fundamentan su funcionamiento en la actividad bioquímica de los microorganismos; el aporte de oxígeno proveniente del componente vegetal en interacción con el material de empaque el cual funciona como soporte tanto para los microorganismos como para el componente vegetal, además de funcionar como material filtrante.

Metodología

El lago del Bosque de San Juan de Aragón (LBSJA), ocupa una superficie de 12 hectáreas. El sistema de tratamiento de humedales artificiales (STHA) ocupa aproximadamente 1 hectárea de superficie (0.8085 hectáreas), fue diseñado para depurar entre 217 y 250 m³d⁻¹ de agua, dentro de los niveles establecidos para contacto primario en lagos artificiales con fines recreativos y uso seguro en el riego de los jardines del bosque (en cuanto a materia orgánica disuelta, coliformes fecales y sólidos suspendidos totales), sino también agua con muy bajo contenido de compuestos nitrogenados y fosforados, que contribuya a limitar el fenómeno de eutrofización del lago. Para ello, se tomó en cuenta lo establecido por la NOM-003-SEMARNAT-1997 y en la literatura especializada sobre el tema, respectivamente.

El STHA consiste de un filtro de agregados calcáreos, un sedimentador, un humedal artificial de flujo subsuperficial (HAFSS), un humedal artificial de flujo superficial (HAFS) y un muro gavión filtrante (Fig.1). El agua con la que se alimenta al sistema proviene tanto del efluente de la planta de tratamiento convencional de "Tlacos" (PTAR-Tlacos), como de la contenida en el propio lago, lo cual se describe más adelante. La selección de la tecnología, a base de HA, se efectuó considerando las características y vocación del sitio, composición del agua a tratar, calidad de agua tratada requerida y pruebas de laboratorio específicas para la selección de materiales de empaque y del componente vegetal. La definición del sitio para su ubicación final, se hizo tomando en cuenta el estudio "Simulación de los contaminantes en el lago del Bosque de San Juan de Aragón, México D. F." proporcionado por las autoridades del Bosque de San Juan de Aragón, estableciéndose que el mejor sitio era el cuerpo sur del lago, debido a que no solamente mejoraría la calidad del agua, sino también al entorno paisajístico de la zona. El STHA fue construido con fondos administrados por parte del Gobierno del Distrito Federal. La obra civil se realizó durante el año de 2011 y 2012, constituye el HA de mayor tamaño y capacidad existente en la Ciudad de México.

Con la finalidad de realizar el seguimiento y evolución funcional inicial del sistema, para cada etapa, se realizó una campaña de muestreos de tal forma que permitiera establecer y calcular un balance de materia dentro del STHA. Para ello, se consideró tanto la temporada de lluvias como la temporada de estiaje. Para la época de lluvias comprendió los meses de julio a octubre de 2012, mientras que para estiaje el periodo analizado comprendió ocho meses, iniciando en noviembre 2012 y terminando en junio 2013. No obstante que se presentan lluvias en el mes de enero y febrero, este periodo se considera estiaje, debido a que las lluvias no alcanzan el nivel adecuado para ser consideradas propiamente como parte de la temporada de lluvias.

Resultados

Como se muestra en la Fig. 2, a lo largo del STHA, la remoción de la mayoría de los contaminantes abióticos se reduce hasta un 80%. En cuanto a la concentración de coliformes fecales, se logra una disminución superior al 90%. Cabe destacar que en todos los casos, la reducción en la concentración de contaminantes presentes en el agua tratada por el STHA, está por debajo de lo establecido por las normas de calidad de agua para descarga en cuerpos receptores acuáticos y para uso recreativo con contacto directo. El agua procedente de la Planta de Tlacos, cuando se estanca se eutrófica debido a la presencia de nitrógeno y fósforo. Por esta razón, el diseño del STHA se enfocó principalmente a la remoción progresiva y paulatina de compuestos nitrogenados y fosforados contenidos tanto en el agua de la Planta de Tlacos, como del agua del propio lago.

Aunado a la capacidad depuradora de contaminantes del STHA, la correcta operación y mantenimiento traerá mejora en el paisaje de la zona y aportará los siguientes beneficios ambientales:

- Contribuir al uso eficiente del agua.
- Disminuir el impacto ambiental de las descargas.

- Reducir el gasto de energía empleada para tratamiento de los desechos líquidos y en la disposición de subproductos del tratamiento.
- Reutilizar aguas residuales tratadas.
- Aumentar la calidad de las fuentes de abasto de agua para uso primario.
- Bajar la producción de residuos o desechos líquidos derivados del tratamiento de aguas residuales.
- Evitar la contaminación de aguas superficiales, suelo y subsuelo
- Conservar y recuperar los recursos naturales y hábitats afectados.
- Recargar, recuperar y proteger los acuíferos.
- Proteger la biodiversidad y los paisajes.
- Disminuir las aportaciones de contaminantes procedentes de la irrigación con aguas residuales tratadas de manera insuficiente.
- Contar con un sistema de gestión ambiental que ayude a administrar y manejar las actividades que tienden al desarrollo económico-social para un entorno de desarrollo sustentable.

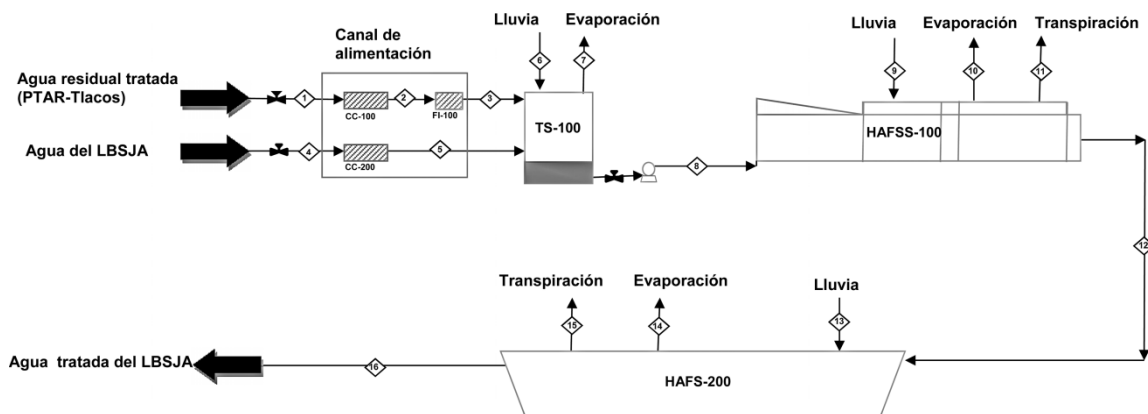
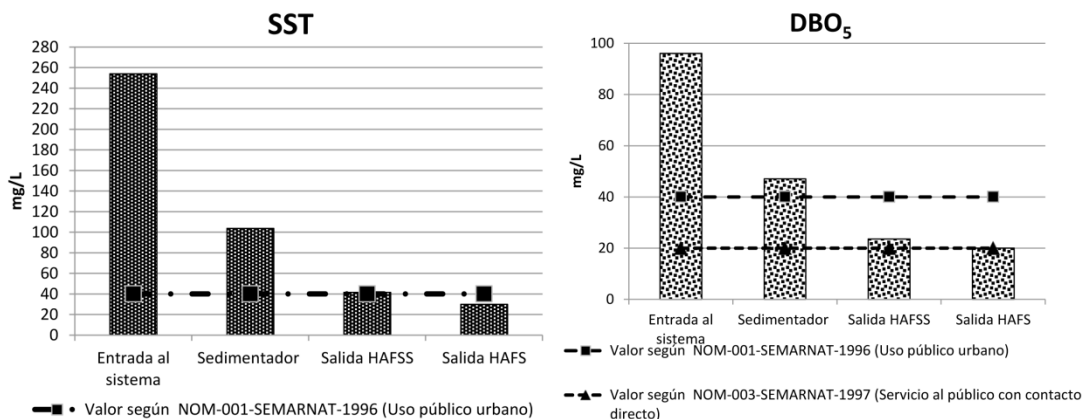


Fig. 1. Diagrama de Flujo de agua del STHA



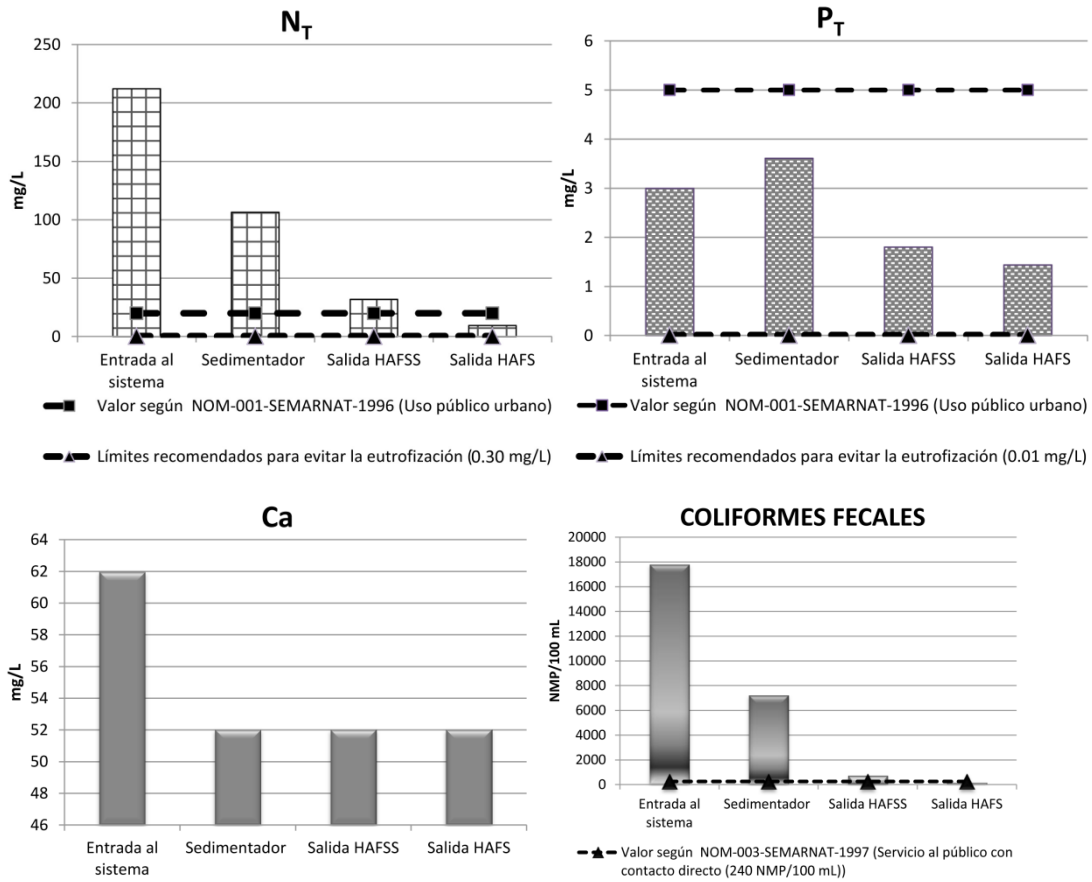


Figura 2. Perfil de los parámetros medidos por etapa del STHA.

Palabras Clave: Ecotecnología, eutrofización, humedales artificiales, lago artificial, tratamiento biológico.

First results and future work on a constructed-wetland/reservoir-tank system used for rainwater harvesting in a university campus in Bogotá, Colombia

S. L. Galarza, J.A. Lara, A. Torres

Research Group Ciencia e Ingeniería del Agua y el Ambiente, Facultad de Ingeniería,
Pontificia Universidad Javeriana, Carrera 7 No. 40 – 62, Bogotá, Colombia.
sgalarza@javeriana.edu.co

Keywords: Rainwater Harvesting, Constructed Wetlands, Reservoir tank, SUDS.

Recently, increased attention has been paid to rainwater harvesting (RWH) as an alternative source of water (Hatt et al., 2006) for uses that do not require potability: landscape irrigation, toilet discharge, washing floors or building facades (Shuster et al., 2013; Ghimire et al., 2012). The implementation of RWH techniques in urban areas is considered a multi-beneficial strategy that provides urban flooding control (Fletcher et al., 2008; Van Roon, 2007) and reduces the need to use potable water for non-potable uses (Wong, 2006). It can also help relieve pressure on urban drainage systems during strong rain events (EEA, 2012), which reduces and/or solves current water shortages and the pollution of urban natural waterways (Fletcher et al., 2008; Van Roon, 2007). RWH is additionally recognized as one of the specific adaptation strategies that the water sector should implement to deal with climate change (Boelee et al., 2012). It is worth mentioning here that this technique enjoys more public acceptance than wastewater recycling / reuse / seawater desalination (Brown and Davies, 2007). Although many studies have yielded positive results, there remains a general avoidance to adopt this technique on a wider scale primarily attributable to the lack of information regarding RWH effectiveness (Imteaz et al., 2011).

This technique has been successfully implemented as an alternative source of water in some countries (Lariyah et al., 2011). However, its implementation depends on answering the following questions (Mitchell et al., 2008): “How much stormwater can be harvested?” “How reliable is this supply source?” (Farreny et al., 2011), and “How large a storage is required?” In recent years, studies have shown that rainwater collection and storage systems employing sustainable urban water drainage –Water Sensitive Urban Design (WSUD)– generate opportunities for both RWH and grey water reuse (Wong, 2006). The Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) are included within the WSUD concept. Initially, these systems were designed for flood control: collecting, storing, and treating stormwater. They have also been designed to lessen the effects of urban infrastructure (such as soil impermeabilization and increased water demand) and anthropic activity on water quality (Berndtsson et al., 2006).

While some research has been done on RWH (Torres et al., 2011a; Castañeda, 2010; Ramírez, 2009; Lara-Borrero et al., 2007; Ballén et al., 2006; Sánchez & Caicedo, 2003) and SUDS (Torres et al., 2012; Devia et al., 2012; Álvarez & Celedón, 2012; Torres et al., 2011b; Gómez et al., 2010; Galarza & Garzón, 2005) in Colombia, no research projects take into account SUDS for RWH purposes. Hence, the Pontificia Universidad Javeriana Bogotá’s (PUJB) RWH project seeks to fill the previously mention gap in Colombian

research. This research stems from work done by various members of the university's academic community since 2007 (especially the research group *Ciencia e Ingeniería del Agua y el Ambiente* from the same university), within the framework of the PUJB's Environmental Management Plan. This article presents the procedures followed and the relevant data necessary for planning and designing the constructed-wetland/reservoir-tank RWH system. Likewise, select results of data obtained from the implemented monitoring system are discussed. This case study can be used to disseminate a deeper understanding of RWH and its impacts on watershed hydrology.

The PUJB's RWH experience was the product of a series of projects that includes the assessment of the amount of potentially usable water, the quality of runoff and potential water uses, among others. These projects were the fruit of a collaborative effort by the university's Physical Resources Office (PRO), university researchers, an expert designer and a construction company.

The first project was related with the assessment of the economic and technical feasibilities of RWH as an alternative for some uses. Three main aspects were developed in this project: (i) assessment of the available rainwater volumes and the possible collection points; (ii) preliminary quality analysis of the collected rainwater; (iii) assessment of the construction costs for the basic infrastructure required to collect rainwater and of the monetary savings obtained with the proposed solution (Lara-Borrero *et al.*, 2007).

Subsequently, a project was conducted to know the quality of the stormwater on the campus and to identify potential water uses. Measurement campaigns were carried out in March, June, September and October 2009; February, April, August, September and October 2010; May and October 2011; October 2012. Ten sample points were chosen according to two criteria: (i) water quantity and quality and (ii) location and proximity to potential rainwater collection centers. The results of the raw stormwater analysis were compared with limits set out by FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (Pescod, 1992), EPA (US-EPA, 2004), and standards from Colombia (Ministerio de Salud, 1984) and Japan (MLIT, 2005). The standards are for non-potable uses: landscape irrigation, environmental and recreational uses. For each sample point, the runoff water quality for three storm events was assessed through 25 analytical tests used to quantify physical properties and chemical constituents.

Later it was carried out another project to assess the inventory of water uses on the campus. This was done by means of a field study of the campus, using a site record form and the historical monthly mean drinking water consumption on campus (2003-2010) (Torres *et al.*, 2011).

Subsequently, a MCDA (Multi Criteria Decision Analysis) tool (called CRIDE: multiCRItéria DEcision support tool) for supporting the process of decision making for RWH in PUJB campus was developed. Six scenarios were proposed for RWH and eight criteria were suggested in order to evaluate each scenario. These scenarios emerged from an ideal scenario were all the water harvested in the campus would be used (maximum supply's volume) with drinking water quality (maximum quality water). The other scenarios were created by decreasing the water quality (less possible uses) and/or the

supply (less basins included), obtaining high, medium and low water demands, and high, medium and low water supplies. This allowed to size the SUDS considered and the pumping and treatment systems.

The criteria were defined based on the objectives for the Day Water project (Ellis et al., 2004), which are those used in the French survey on SUDS (Martin et al., 2007). These criteria were evaluated by the University's Physical Resources Office (PRO) and the university researchers. Within the criteria set were taking into account technical aspects such as: hydraulic and environmental performance; management aspects such as: compatibility with the University's Developing Plan; and financial aspects such as: Net Present Value (NPV) of the investment. The criteria's weights were defined by survey conducted by four PRO leaders of the University and five experts on water management. The scenarios were evaluated with the set of criteria defined, in order to construct the decision matrix with minimum, average and maximum assessments (Galarza-Molina et al., 2012).

As a result of those projects, the University's PRO decides to implement a first stage of the project of RWH in PUJB campus in order to use the rainwater collected in the football field and its green surrounding areas and the near parking lot. Is planned to use this water for landscape irrigation and floor cleaning, but the samples taken shows that it overpass the standards limits for Cd, Hg, Mn and Pb. Therefore, it was proposed a Constructed-wetland/reservoir-tank system as a treatment.

The constructed-wetland is a horizontal subsurface flow (HSSF) wetland (Figure 1), and the underlying gravel bed was built with different gravel sizes to minimize possible clogging.

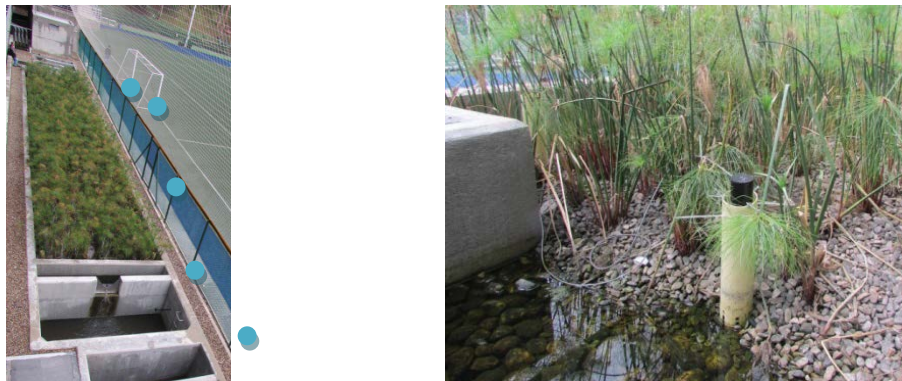


Figure 2. Constructed-Wetland/Reservoir-Tank System (Reservoir-tank Volume=+-145m³; Superficial Area of the Wetland=85.12 m²) and Ultrasonic-Level Measuring Device (blue dots).

In order to determine the system's hydrological and hydraulic behaviour, five ultrasonic-level measuring devices were installed (Figure 1left), with data collected since the end of October 2013. These devices are distributed throughout the system: one at the entrance of the settling tank, three in the middle of the wetland and the last one measuring the reservoir-tank's water level.

To date, five rain events have been recorded and analysed (three in October and two in November). Figure 2 displays some of the results obtained for the analysed rain events: October 28 (Figure 2 left) and October 29 (Figure 2 Right). These initial results show that the constructed-wetland delays runoff hydrographs (k) between 17 and 21 minutes, which is mainly a function of the rainfall's total duration. In addition, the volumes retained by the system vary between 42% and 82% of the total rainfall volume entering the system, a situation dependent upon the antecedent dry period.

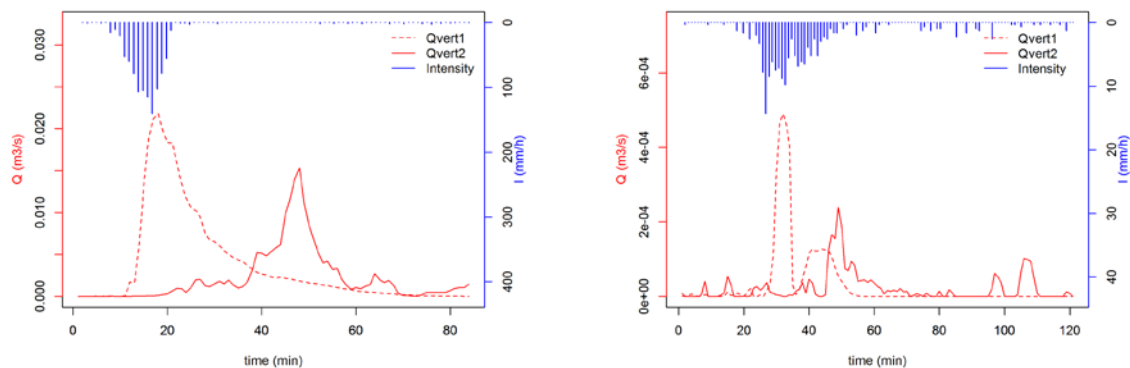


Figure 3. Hydrographs of two rainfall events: October 28 (Figure 2 left) and October 29 (Figure 2 Right), Q_{vert1} is the flow rate of system entry and Q_{vert2} is the flow rate of system output.

The first phase of our research entails the implementation of the monitoring system, a step designed to simulate the behaviour of the constructed-wetland/reservoir-tank. The next phase will be the installation of quality sensors (online turbidity sensors and UV-Vis spectrometers). Using these data, we plan to build an online decision-making system to prevent water quality degradation throughout the storage process.

From February 2014, we plan to start sampling campaigns in order to establish the removal capacity of the system in terms of Cd, Hg, Mn and Pb, including both the role of plants and substrate.

References

- BOELEEE, E.; YOHANNES, M.; PODA, J.; MCCARTNEY, M.; CECCHI, P.; KIBRET, S.; HAGOS, F.; LAAMRANI, H. (2012) Options for water storage and rainwater harvesting to improve health and resilience against climate change in Africa. *Regional Environmental Change*, 13,3, 509-519
- BROWN, R.R.; DAVIES, P. (2007) Understanding community receptivity to water re-use: Ku-ring-gai Council case study. *Water Sci. Technol.* 55, 4, 283–290.
- COOMBES, P.; ARGUE, J.; AND KUCZERA, G. (2000) Figtree Place: a case study in water sensitive urban development (WSUD). *Urban Water*.1, 4, 335-343.
- EEA.(2012) Towards efficient use of water resources in Europe. European Environment Agency, EEA Report No1/2012, 68pp. Copenhagen

ELLIS, J.B.; DEUTSCH, J.C.; MOUCHEL, J.M.; SCHOLES, L.; REVITT, M.D. Multicriteria decision approaches to support sustainable drainage options for the treatment of highway and urban runoff. *The Science of the Total Environment*. 2004, vol. 334–335, pp. 251-260.

FARRENY, R.; GABARRELLA, X.; RIERADEVALLA, J. (2011) Cost-efficiency of rainwater harvesting strategies in dense Mediterranean neighbourhoods. *RESOUR CONSERV RECY*. 55,686-694.

FLETCHER, TD.; DELETIC, A; MITCHELL, VG; HATT, BE. (2008) Reuse of urban runoff in Australia: a review of recent advances and remaining challenges. *J. Environ. Qual.* 37, S116–27.

GALARZA-MOLINA, S.; TORRES, A.; LARA-BORRERO, J.; MOURA, P. CRIDE - Multi-Criteria Analysis Tool for decision making support in rainwater harvesting in the campus of the Pontificia Universidad Javeriana. *International Journal of Information Technology & Decision Making*. 2012 (submitted).

GHIMIRE, S.; WATKINS, D.; LI, K. (2012) Life cycle cost assessment of a rain water harvesting system for toilet flushing. *Water Sci. Technol.* 12, 3, 309–320.

HATT, B.E.; DELETIC, A.; FLETCHER, T.D. (2006) A review of integrated storm water treatment and re-use in Australia. *J Env Manag.* 79,1 102-113.

IMTEAZ, MA; SHANABLEH, A; RAHMAN, A; AHSAN, A. Optimisation of rainwater tank design from large roofs: a case study in Melbourne, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*. 2011, vol. 55, pp. 1022–9.

LARA-BORRERO, J.A.; TORRES, A.; CAMPOS-PINILLA, M.C.; DUARTE-CASTRO, L.; ECHEVERRI-ROBAYO, J.I.; VILLEGAS-GONZÁLEZ, P.A. Aprovechamiento del agua lluvia para riego y para el lavado de zonas duras y fachadas en el campus de la Pontificia Universidad Javeriana (Bogotá). *Ingeniería y Universidad*. 2007, vol. 11, núm. 2, pp. 193-202.

MARTIN, C.; RUPERD, Y.; LEGRET, M. Urban stormwater drainage management: The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *European Journal of Operational Research*. 2007, vol. 181, pp. 338-349.

MITCHELL, V.G.; MCCARTHY, D.T.; DELETIC, A.; FLETCHER, T.D. (2008). Urban stormwater harvesting – sensitivity of a storage behaviour model. *Env. Modelling and Software*. 23, 782–793

MLIT. *Manual on Water Quality for Reuse of Treated Municipal Wastewater*. 2005. [Tokyo]: Japanese Ministry of Land, Infrastructure, and Transportation.

PESCOD, M. *Wastewater treatment and use in agriculture: irrigation with wastewater: FAO*. [Online Book]. Roma, 1992. FAO Irrigation and Drainage Papers. <<http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e00.HTM>>. [01-26-2013].

SHUSTER, W.D.; LYE, D.; DE LA CRUZ, A.; RHEA, L.K.; O'CONNELL, K.; KELTY, A. (2013) Assessment of Residential Rain Barrel Water Quality and Use in Cincinnati, Ohio. *JAWRA.*, 1-13.

TORRES, A.; ESTUPIÑAN, J.; ZAPATA, H. Proposal and assessment of rainwater harvesting scenarios on the Javeriana University campus, Bogota. *The 12nd International Conference on Urban Drainage*, Porto Alegre, 10-15 September 2011, pp. 1-8.

US-EPA. *Guidelines for Water Reuse*. [Online Book]. Washington, DC, 2004. US-EPA: United States Environmental Protection Agency. <<http://water.epa.gov/aboutow/owm/upload/Water-Reuse-Guidelines-625r04108.pdf>>. [01-26-2013].

VAN ROON, M. (2007) Water localization and reclamation: steps towards low impact urban design and development. *J Env Manag.*, 83, 437–47.

WONG, T. H. F. (2006) Water sensitive urban design – the journey thus far. *Aus J. Water Resources.* . 10, 3, 213-222.

Evaluation of an ecological wastewater treatment system based on constructed wetlands for small rural communities

M. L. Merino, E. Villegas, J. De Anda, A. López

Environmental technology unit, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C. Normalistas 800, 44270 Guadalajara, Jalisco, Mexico
alopez@ciatej.mx, alopez103@yahoo.com

Abstract

This work evaluates the performance of a municipal wastewater treatment pilot system integrated by an upflow anaerobic filter (UAF) followed by a horizontal subsurface constructed wetland (HSSCW). Both systems were filled with tezontle as biofilm support while the HSSCW was planted with two ornamental plants species, *Canna hybrids* and *Strelitzia reginae*. This sequence allows reducing the dimensions and clogging problems in the HSSCW. The experiment evaluated sequentially three hydraulic resident times (HRTs) during four months each one in order to analyze the results by means of a nested design with a crossover factor. The results for HSSCW established the best efficiencies in short HRTs of 3 and 4 days to remove nutrients. As expected the UAF was responsible for removing most of the organic matter and the HSSCW of nutrients. The global efficiencies ranges found were: 82 and 85% for chemical oxygen demand (COD), 80 and 90% for biochemical oxygen demand of five days (BOD), 30 and 36% for total nitrogen (N_{tot}), and 27 and 46% for total phosphorous (P_{tot}).

Keywords: constructed wetlands, upflow anaerobic filter, organic matter removal, nutrient removal, ornamental plants

Introduction

The untreated wastewater coming from cities and small rural communities, enriched with nutrients, is an environmental issue that alters lakes and streams, since it accelerates the eutrophication process changing the quality of freshwater bodies. A good ecological alternative that fits perfectly with the small rural communities is to treat the municipal wastewater through constructed wetlands.

The horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSCW) is characterized because the water flows beneath of the permeable bed surface, between the granular media, the rhizomes and emergent plant roots. Its construction includes the placement of a cover membrane for groundwater protection and adequate inlet and outlet hydraulic structures to control water level (Knight and Wallace 2009; U.S. EPA 2000). They are commonly used for secondary treatment; nevertheless the CWs need a large land area. In order to reduce this requirement, and to complete an integral and ecological wastewater treatment, it is necessary to add a pre-treatment. The upflow anaerobic filter (UAF) is capable of treating wastewater with different strengths and is used specially for small rural communities with moderate climate reaching a desired quality; also, the anaerobic digesters are the pre-

treatment technology most used with constructed wetlands (Barros et al. 2008; Ruiz et al. 2010; Manariotis et al. 2008).

Therefore, the aim of this study is to evaluate the performance of an ecological wastewater treatment system conformed by an upflow anaerobic filter (UAF) followed by a horizontal subsurface constructed wetland (HSSCW) considering the influence of the hydraulic retention time (HRT) in the depletion of organic matter and nutrients.

Methodology

The pilot-scale treatment system was built in the installations of the municipal wastewater treatment plant of Chapala, Jalisco, located in the vicinity of Chapala Lake, the biggest lake of Mexico. The ecological wastewater treatment system was working with an operation water flow between 0.05 and 0.1 L/s and it was made up of an UAF followed by a HSSCW. Both, the UAF and the HSSCW use tezontle as biofilm support. This material has high porosity and is inexpensive, since it is abundant in this part of México (Zurita et al. 2009). Moreover, the HSSCW was sown with two plant species; the first half with *Canna hybrids* and the second half with *Strelitzia reginae* at a density of 3 plants/m². Although these species are not common in this type system, they give a pleasing appearance and it is reported that they have a good acclimatization and development (Konnerup et al. 2009; Zurita et al. 2009).

The monitoring time had a duration of 12 months divided in four-month periods in order to test consecutively three hydraulic resident times (HRTs) of 2, 3 and 4 days, according to the HSSCW, considering a depth of 0.6m. The samples were taken every week from four monitoring points along the treatment system: influent (M1), outlet UAF/inlet HSSCW (M2), middle part of HSSCW (M3) and effluent (M4). The water quality laboratory parameters carried out were: biochemical oxygen demand of five days (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (N_{tot}), ammonia nitrogen (NH₃-N), nitrite (NO₂), nitrate (NO₃) and total phosphorous (P_{tot}). Moreover, some parameters were monitored in situ: pH, temperature, relative humidity and dissolved oxygen (DO). The experiment with all data was evaluated by means of a nested design with a crossover factor using Statgraphics Centurion XVI ® with a confidence level of 95%.

Results

The organic matter in terms of BOD and COD (figure 1) had a similar behavior with a concentration logarithmic decrease. The majority of organic matter was eliminated in the UAF process ($p \leq 0.05$). In addition, it was possible to observe significantly lower values of DO and pH in sampling point M2 due to anaerobic conditions predominating in the UAF process. The lowest variations were found between the sample points 3 and 4, due to the fact that the HSSCW process is represented by both points. The complete ecological treatment system carried out removals higher than 80% in shorts HRTs.

Nitrogen is incorporated into the system (influent) mainly as N_{Org} and NH₃-N in order to be incorporated in the nitrogen cycle. The N_{Org} in the wastewater is biologically converted to NH₃-N by ammonification in aerobic or anaerobic conditions; therefore, in the sample point

M2, the anaerobic conditions of UAF caused an increment of $\text{NH}_3\text{-N}$ ($p \leq 0.05$), while the N_{Org} decreased ($p \leq 0.05$). Nevertheless, among all the nitrogen forms, the N_{Org} is present in larger quantities, which means a decrease along the treatment as N_{tot} (figure 2).

The biggest decrease of P_{tot} is from M1 to M2 ($p \leq 0.05$) because it is mainly adsorbed in the biofilm formed on tezontle (figure 3). The biofilm formed by natural process is removed and disposed on the UAF bottom. Regarding the HSSCW process, from M2 to M4 ($p \leq 0.05$), the decrease is associated with the plant nutrient uptake.

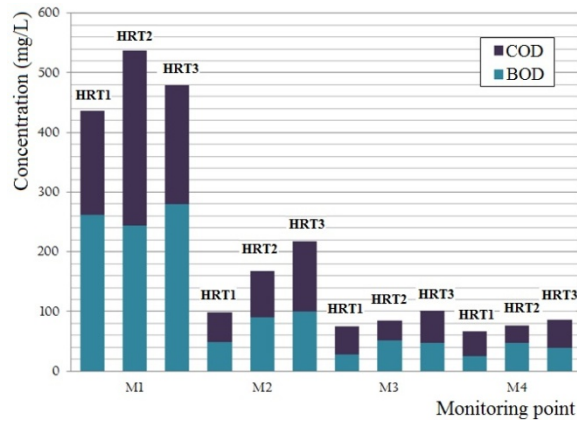


Figure 1. Organic matter performance

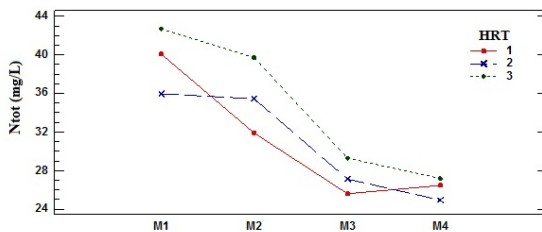


Figure 2. Interaction plot N_{tot} (mg/L)

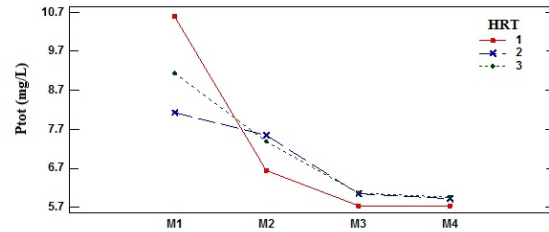


Figure 3. Interaction plot P_{tot} (mg/L)

In general, the UAF was in charge of the organic matter decrease, while the nutrient removal was carried out by HSSCW reaching one of the implementation pre-treatment purposes, since the organic matter removal helped to decrease the area requirements and avoid the early clogging in the constructed wetland. The best UAF efficiencies were recorded in the first HRT. The HSSCW got the best performance for organic matter and nitrogen during the third HRT, and the second HRT for phosphorus removal.

References

- Barros P., Ruiz I., Soto M. (2008), Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community, *Ecological Engineering*, **33**, 142-149.
- Knight R., Wallace S. (2009) *Treatment Wetlands*, second edition, Taylor and Francis group, Boca Raton, FL.

Konnerup D., Koottatep T., Brix H. (2009), Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia, *Ecological Engineering*, **35**, 248-257.

Manariotis I., Grigoropoulos S. (2008), Restart of anaerobic filters treating low-strength wastewater, *Bioresource Technology*, **99**, 3579-3589.

Ruiz I., Díaz M.A., Crujeiras B., García J. y Soto M. (2010), Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system, *Ecological Engineering*, doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.006.

U.S.EPA (2000), *Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*. EPA/625/R-99/010, Office of Research and Development, Cincinnati Ohio, United States.

Zurita F., De Anda J., Belmont M.A. (2009), Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland, *Ecological Engineering* , **35**, 861-869.

Screening of five emergent wetland plant species for phytoremediation of tebuconazole (TBU) from contaminated water

T. Lv¹, Y. Zhang^{1,2}, P. N. Carvalho¹, C. A. Arias¹, H. Brix¹

¹Department of Bioscience, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, Building 1135, 8000 Aarhus C, Denmark.

²College of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, PR China. lvtao@biology.au.dk

Introduction

The pollution of the aquatic environment by pesticides due to discharge of precipitation and surface runoff has increased the concerns over public health due to their high toxicity and bio-recalcitrant characteristics [1]. Tebuconazole (TBU) is one of the most common triazole pesticide used in various crops such as barley, wheat and peanuts to destroy the membrane of most fungi [2]. Current methods for the treatment of TBU containing wastewaters such as the heterogeneous photocatalytic oxidation (HPO) process [3], photo-Fenton [4] and photocatalytic degradation [5] have proved to be efficient in removing of these compounds. However, these advanced oxidation processes also present high operating and energy costs. So, the development of low energy cost and environmentally friendly purification methods have gotten more and more attention.

Constructed wetland systems have been found to be able to remove various pollutants and nutrients from wastewater as a cost-effective, extensive, and efficient alternative biological technology [6, 7]. Additionally, it has been documented that wetland plants not only play an important role in the removal of pollutants, such as nitrogen, COD and phosphors, but also have a positive effect on the removal of some organic contaminants [8, 9]. Though there is generally little proof that the plants themselves are degrading the organic micro-contaminants, planted systems show higher removal rates than non-planted ones [9]. The underlying mechanisms associated with the micro-pollutants treatment are not adequately understood. Hence, it is the aim of the present research to increase the understanding of the uptake and transformation processes of pesticides by different kinds of wetland plants.

Methodology

Five emergent macrophyte species, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Berula erecta* and *Juncus effusus*, based laboratory-scale aquatic ecosystems were set up to treat a nutrient solution spiked with TBU at a 10 mg/L level. In addition, three replicates vessels of each plant without TBU served as control samples, and 5 additional vessels without plants served as chemical control samples. The nutrient solution was prepared from Mili-Q water and reagent grade salts having the following composition (mg L⁻¹): Ca 25.0; Mg 6.8; Na 16.0; K 6.0; DIC 10.2; SO₄ 26.9; Cl 44.2 [10]. Daily the commercial product Tropica Master Grow (Tropica Aquacare, Aarhus, Denmark) was added to provide the

required N for plant grow. The experiment ran for 24 days. The solutions were replenished with Mili-Q water to ensure a constant volume of 500 mL throughout the experiment. The pH was measured directly in all glass vessels by a MeterLab PHM220 pH meter (Radiometer, Copenhagen, Denmark) at day 0, 3, 7, 10, 14, 18, 21 and 24, and dissolved oxygen (DO) was measured at day 24 by a portable DO meter (OxyGuard International A/S, Birkerød, Denmark). The TBU analysis was performed by high-performance liquid chromatography (HPLC; Thermo Scientific Ultimate 3000) using a diode array detector (DAD). The analytes were separated on a Synergy 4 μ Polar 80 Å column (150 mm \times 2.0 mm ID) and the detector signal was monitored at $\lambda = 220$ nm and 240 nm.

The fresh biomass (FB), length of the longest root, maximum leaf/stem length and number of leaves of both control and treated plants were determined at day 0, 3, 7, 10, 14, 18, 21 and 24, respectively. The relative growth rates (RGR) of the plants were quantified based on Hadad et al [11], Eq. (1):

$$\text{RGR} = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{t} \quad (1)$$

Where W_1 and W_2 were the FB of plants at the start and the end of the experiment, respectively, and t is the duration of the experiment (days).

The tolerance index (TI) was calculated based on the relative growth rate using Eq. (2):

$$\text{TI} (\%) = \frac{\text{RGR in TBU containing water}}{\text{RGR in control}} \times 100 \quad (2)$$

Results

After 24 days of treatment, *Berula erecta* achieved the highest removal (49%) when compared with the removal efficiency of the other plants, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, and *Juncus effusus* (27%, 31%, 25%, and 41%, respectively). A significant reduction in RGR, root and stem/leaf growth rates were observed. *Phragmites australis* showed the highest toxic tolerance (TI), followed by *Berula erecta*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus* and *Typha latifolia*. Our results suggest that the studied species of wetland plants potentially can be used for the removal of TBU from contaminated water. However, the mechanisms of the removal need to be resolved. Our study was, however, conducted at a relatively high TBU concentration that adversely affected the growth of the plants. Additional studies at more realistic low concentrations of TBU need to be conducted to further assess the potential applicability of these wetland species for TBU phytoremediation purposes.

Keywords: emergent plants; pesticide; phytoremediation; plant growth; toxic tolerance

References

Ahmed, S., et al., Influence of parameters on the heterogeneous photocatalytic degradation of pesticides and phenolic contaminants in wastewater: a short review. *Journal of Environmental Management*, 2011. 92(3): p. 311-330.

Filipov, N.M. and D.A. Lawrence, Developmental toxicity of a triazole fungicide: consideration of interorgan communication. *Toxicological Sciences*, 2001. 62(2): p. 185-186.

García-Ripoll, A., et al., Treatment of aqueous solutions containing four commercial pesticides by means of TiO₂ solar photocatalysis. *Journal of Solar Energy Engineering*, 2008. 130(4): p. 041011.

Teixeira, A.C.S.C., et al., *Photo-fenton remediation of wastewaters containing agrochemicals*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2005. 48(SPE): p. 207-218.
5. Navarro, S., et al., Photocatalytic degradation of eight pesticides in leaching water by use of ZnO under natural sunlight. *Journal of hazardous materials*, 2009. 172(2): p. 1303-1310.

Brix, H., T. Koottatep, and C.H. Laugesen, *Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands*. *Water Science & Technology*, 2007. 56(3).

Vymazal, J., *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. *Science of the total environment*, 2007. 380(1): p. 48-65.

Brix, H., *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Water science and technology*, 1997. 35(5): p. 11-17.

Carvalho, P.N., et al., Potential of constructed wetlands microcosms for the removal of veterinary pharmaceuticals from livestock wastewater. *Bioresource technology*, 2013. 134: p. 412-416.

Michael Smart, R. and J.W. Barko, *Laboratory culture of submersed freshwater macrophytes on natural sediments*. *Aquatic Botany*, 1985. 21(3): p. 251-263.

Hadad, H., M. Maine, and C. Bonetto, Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere*, 2006. 63(10): p. 1744-1753.

Acknowledgements

The study was funded by the Aarhus University Research Foundation (AUFF) Center for Advanced Water Purification

Resistance and treatment capacity of four macrophytes species to leachate with wood preservatives

E. Demers, J. Vincent, J. Brisson

Institut de Recherche en Biologie Végétale, Département de sciences biologiques, Université de Montréal. 4101 East, Sherbrooke St, Montreal (Quebec), H1X 2B2 CANADA.
emmanuelle.demers@umontreal.ca

Introduction

Pentachlorophenol (PCP) and chromated copper arsenate (CCA) are two wood preservatives currently used around the world to treat wood poles from deterioration. The treated wood poles are usually stored in wood pole yards and are exposed to weather condition. Snowmelt and rainfall percolating through woodpiles will leach chemicals and wood preservatives from the wood. This leachate is often characterised by the presence of heavy metals (chromium, copper and arsenate), chlorophenols, dioxins and furans (Chang *et al.* 2013, Crosby 1981). These pollutants are toxic and the contaminated leachate has to be collected and treated before being released in the environment. Constructed wetlands is a low cost, environment friendly technology that can treat a wide range of organics and inorganics pollutants (Vymazal 2009). However, its efficiency in treating leachate from wood pole yards remains to be demonstrated. The choice of plant species may influence the removal efficiency of constructed wetlands (Brisson and Chazarenc 2009). A wide range of species are used, but *Phragmites australis* is the most common macrophyte species in CW system (Brix 1994). In North America, the Eurasian subspecies of *Phragmites australis* (*P. australis australis*) is invasive, so its use in constructed wetland is not recommended and occasionally prohibited. There is North American native subspecies of *P. australis* (*P. australis americanus*) but its capacity in constructed wetlands has not been tested so far. This study is part of a project that aims to evaluate the feasibility of treating a leachate contaminated with PCP and CCA on constructed wetlands.

We tested the resistance and treatment capacity of 4 macrophyte species (*Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea*, *P. australis americanus* and *P. australis australis*) to leachate containing PCP, CCA, dioxin and furan.

Methods

Experimental set-up. Research was conducted at a wood pole yard site near Montreal (Québec) Canada. We conducted a pilot-scale experiment to test removal efficiency under real situation, and a pot experiment offering a better control on pollutant concentration. Four pilot-scale HSSF of 7m² were built, planted with *Phragmites australis australis*, *Phragmites australis americanus*, *Phalaris arundinaceae* and *Typha angustifolia* in monocultures, and operated in summer 2012 and 2013 (Figure 1). The wetlands were fed directly with the leachate that came from the pole yard site. The influent discharge for each pilot is 125 L J⁻¹ with a hydraulic retention time of the void (HRT_v) of 19.5 days.

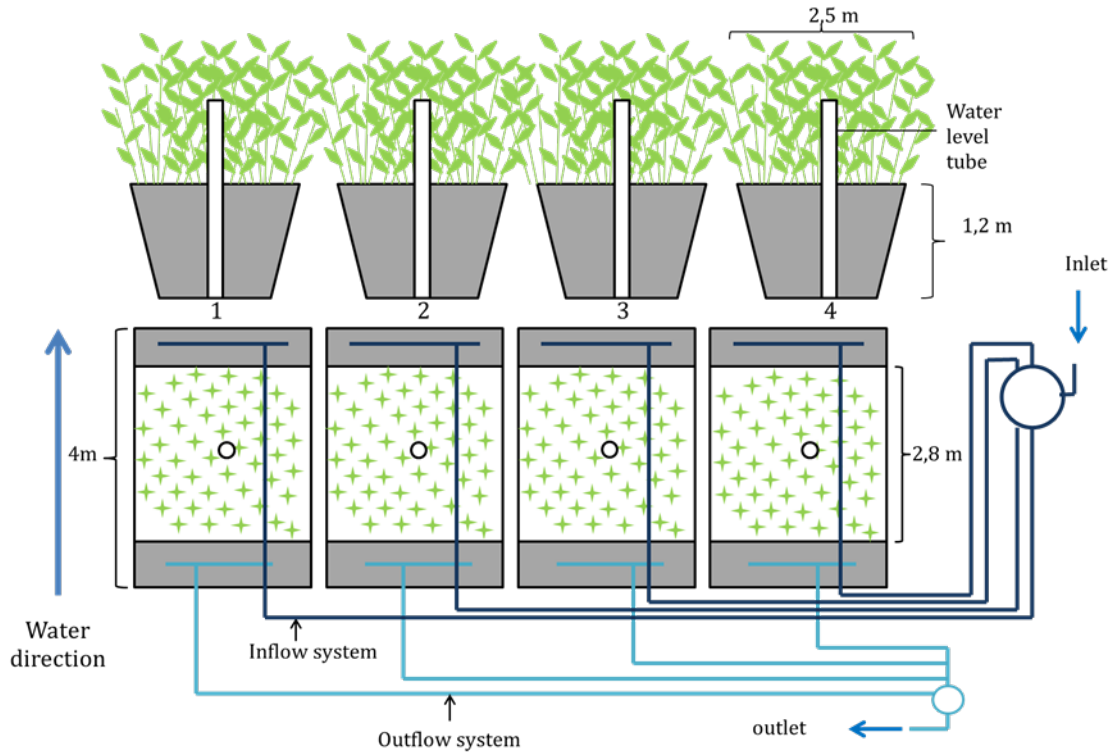


Figure 1: pilot scale constructed wetlands set up. Legend: 1) *Typha angustifolia*, 2) *Phragmites australis australis*, 3) *Phalaris arundinacea*, 4) *Phragmites australis americanus* Because the constructed wetlands were fed with a real leachate originating from the pole yard, the concentration of the influent varied depending on rainfall and temperature (Chang *et al.* 2013).

To observe the effect of the concentration on plant growth and plant capacity for biosorption, a pot experiment was carried out for 10 weeks (from the July 8th to September 16th 2013). In the pot experiment, the four macrophytes species tested were exposed to three different concentrations of polluted water (Table 1) and a control (tap water). After week 5, half of the plants were collected and the contaminated water was renewed.

Table 1: Concentration of the contaminated water in the pot experiment

| | units | <u>Weeks 1 to 5</u> | | | <u>Weeks 6 to 10</u> | | |
|---------------------------------|-------|---------------------|------|------|----------------------|------|------|
| | | C1 | C2 | C3 | C1 | C2 | C3 |
| total phenolic compounds | mg/L | 4.77 | 2.35 | 1.20 | 0.09 | 0.04 | 0.02 |
| arsenic | mg/L | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.9 | 0.5 | 0.2 |
| chromium | mg/L | 0.04 | 0.02 | 0.01 | 0.08 | 0.04 | 0.02 |
| copper | mg/L | 0.10 | 0.05 | 0.03 | 0.4 | 0.2 | 0.1 |

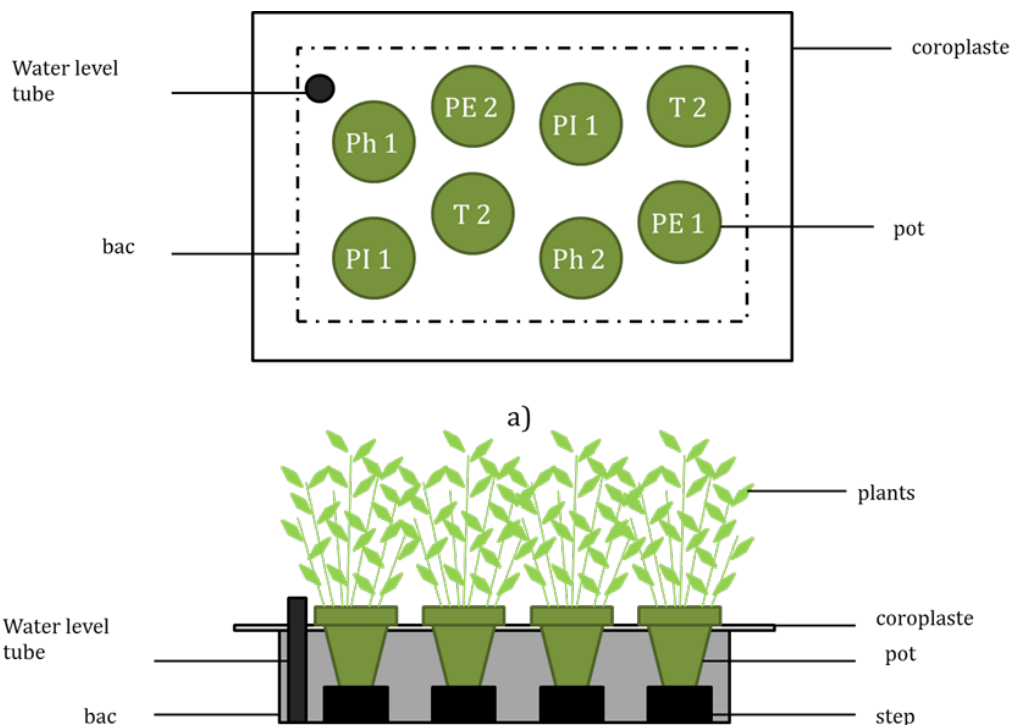


Figure 2: Pot experiment set up. Legend: T) *Typha angustifolia*. PE) *Phragmites australis australis*. Ph) *Phalaris arundinacea*. PE) *Phragmites australis americanus*. 1 and 2 are the 2 replicates.

Plant features. In the pot experiment, leaf chlorophyll and porosity were measured every month. Plant height (using 4 different classes from 10 to 120 cm) was measured and number of shoots was monitored twice a month for each species exposed to every concentration. At the end of the experiment, all above and belowground plant material was collected and the fresh and dried biomass was weighted. For the pilot scale CW, the maximal height, as well as the number of shoots and fructifications was noted for each wetland at the end of the growth season. The aerial biomass was collected and weighted fresh and dried.

Chemical analyses. Inlet and outflow samples were collected for the four pilots. Each sample was analysed each month during the growth season for the presence of metals, phenolic compounds, dioxins and furans. For both pilot CW and pot experiment, the pollutants biosorption was evaluated using plants tissue analysis.

Results and Discussion

In the pot experiment, no signs of growth loss were observed for any concentration. The leaf chlorophyll content and porosity were not significantly different in relation with concentration of pollutants.

For the biosorption parameters, no metals were found in the plants tissues in the pilot-scale CW. In the pot experiment, only arsenic was detected in the roots of the four plants species. A dose-response correlation was observed, especially with the plants from the second

harvesting. For the chlorinated phenolic compounds, most of the pollutants were absorbed by the roots of the plants and a low amount was translocated to the shoots for both the pilot-scale CW and the pot experiment. Based on the results, *P. australis americanus* appears to be the best plant species for the biosorption of chlorophenols. High amount of dioxins and furans were also detected in the aerial parts of *P. australis americanus*, but the origins of those pollutants have not been determined yet.

The pilot-scale CWs were able to achieve a high removal of pollutant from the water during the 2013 summer. Compared to the mean inlet of pollutants, the metals concentration of the outlet of each wetland was about 3 fold lower for the arsenic, 20 fold lower for the chromium and 15 fold lower for the copper. For metal removal, all CW pilots exhibit removal higher than 60 %. For dioxins and furans, the removal rates were nearly 100 % with a mean affluent of 165 ng/L TEQ and an effluent varying from 3.53 to 7.72 ng/L TEQ (TEQ = toxicity equivalence). For the chlorophenols, the concentration of the inlet and outlet varies too much to calculate adequately the removal rate.

Conclusions

The three indigenous plants species tested in this study are able to tolerate high level of pollutants (about 100 fold higher than the average concentration of the leachate). Moreover they exhibit treatment efficiency comparable to the invasive *P. australis australis*. According to these two observations they appear as good candidates to be used in full-scale constructed wetlands system to treat water contaminated with wood preservatives. To go further and to see the long-term effect on the pilot's CW treatment efficiencies, these preliminary results will be complemented with further data collected during summer 2014. Further research will be conducted to relate the treatment capacity of the CW to the plants roots and the microorganism associated with the rhizosphere of each macrophytes species.

References

- Brisson. J. and Chazarenc. F. (2009). Maximizing Pollutant Removal in Constructed Wetlands: Should We Pay More Attention to Macrophyte Species Selection?. *Science of the Total Environment*. 407. 13. 3923-3930.
- Brix. H. (1994). Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Historical Development. Present Status. and Future Perspectives. *Water Science and Technology*. 30. 8. 209-224.
- Chang. F.-C.. Wang. Y.-N.. Chen. P.-J. and Ko. C.-H. (2013). *Factors Affecting Chelating Extraction of Cr. Cu. and as from Cca-Treated Wood*. *Journal of environmental management*. 122. 42-46.
- Crosby. D. G. B.. K. I.; Greve. P. A.; Korte. F.; Still. G. G.; Vonk. J. W. (1981). *Environmental Chemistry of Pentachlorophenol*. pure and application chemistry. 53. 29
- Vymazal. J. (2009). The Use Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow for Various Types of Wastewater. *Ecological Engineering*. 35. 1. 1-17

Plant diversity effect on horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSSF-CWs): Are two species better than one?

M. Rodríguez, J. Brisson

Institut de Recherche en Biologie Végétale, Université de Montréal. 4101 East, Sherbrooke St, Montreal (Quebec), H1X 2B2 CANADA.
mariana.rodriguez@umontreal.ca

Introduction

Under the context of constructed wetlands, it has been hypothesized that plant polycultures could be more efficient than monocultures, by means of functional complementarity (Zhang et al. 2010). Assuming that a monoculture of species A is better than species B for pollutant removal ($A > B$), how will the combination of the two species AB perform? Will AB perform as well as the best monoculture ($AB = A > B$)? Or will it outcompete the monocultures ($AB > A > B$), supporting the hypothesis that plant diversity improves pollutant removal?

Phragmites australis and *Phalaris arundinacea* are commonly used species for wastewater treatment with complementary traits (root system arrangement and seasonality) (Vymazal et al. 2005). Based on the differences between the two species, we evaluated if the combination of plant species influences the efficiency of pollutant removal in HSSF-CWs.

The aim of our study is to answer the question: Are two species better than one?

Methods

Experimental set-up: Sixteen mesocosm scale experimental constructed wetland units were set-up in a controlled greenhouse environment and evaluated for 12 months (Jul. 2012-Jul. 2013). Each experimental unit consisted of two coupled mesocosms (L 70cm W 51cm H 36cm), respectively planted according to each of the following four treatments: monocultures of *P. australis* (AA) and *P. arundinacea* (BB) and the combination of the two plant species, *P. australis* followed by *P. arundinacea* (AB), as well as *P. arundinacea* followed by *P. australis* (BA) (Fig.1). Experimental units were divided into two separate mesocosms to avoid one species dominating the polycultures. Each treatment was replicated four times following a randomized block design. The mesocosms were filled with granitic river gravel (10-15 mm diameter). Following a period of plant establishment, the experimental units were fed from Apr. 2012 with 15 L d^{-1} of reconstituted wastewater from diluted fish farm sludge, at a hydraulic loading rate of $42 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Average influent concentration (in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) was TSS 8.2; COD 14.3; $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.6; $\text{NH}_4\text{-N}$ 1.1. The temperature of the greenhouse ranged from 35°C in summer to 5°C in winter.

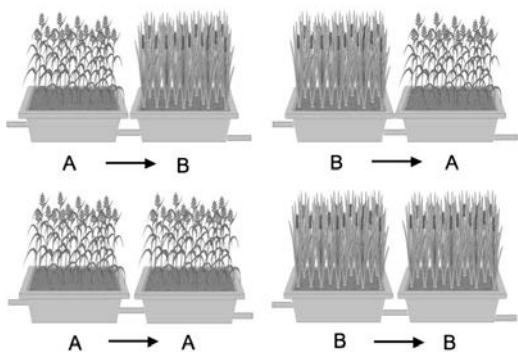


Fig. 1. Experimental set-up. Polycultures (AB, BA) and monocultures (AA, BB). (Drawing V. Gagnon)

Physical-chemical analyses. Treatment performances were monitored in eight sampling periods, three times in summer (Jul.-Aug. 2012, Jul. 2013), twice in autumn (Oct.-Nov. 2012) and spring (Apr.-May 2013) and once in winter (Mar.). Inlet and outflow samples of both mesocosms of the experimental units were collected and the following parameters were measured: TSS, TN, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, S^{2-} . Removal efficiencies were calculated based on mass balance.

Plant features. Aboveground biomass dry weight, stem length and density were measured in Nov. 2012. Root development was monitored by 360° belowground images captured with a root scanner (CID-600) in transparent acrylic tubes buried in the mesocosms.

Results and discussion

P. australis and *P. arundinacea* showed different above and belowground biomass distributions. *P. australis* had lower stem density (586m^{-2}), but taller stems (2.4m), compared to *P. arundinacea* with very high density (1600m^{-2}) of thin and shorter stems (1.7m). However, average dry biomass was similar for both species ($2.2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$). Belowground pictures showed differences between the root system of both species and their evolution through the seasons. *P. arundinacea* root systems were characterized by a very high density of fine roots, particularly in the top layer of the mesocosms. In contrast, deep rhizomes and a low density of fine roots characterized *P. australis*. Moreover, in early spring 2012, mesocosms planted with *P. arundinacea* developed a black precipitate at the bottom layer, typical of sulfide production in anaerobic environments. In winter, the middle layers turned gray, at the same as time sulfide concentrations measured at the outflow were found to decrease. *P. australis* mesocosms, on the other hand, did not develop a black layer during the experiment, and sulfide concentrations were lower. These results suggest that sulfate reducing bacteria may develop differently and be influenced by differences in root exudates and oxygen levels in the root system between the two plant species.

In terms of pollutant removal efficiency, both species showed very good performances, and no notable differences were found for any of the parameters tested. In general, monocultures (AA, BB) versus polycultures (AB, BA) were also comparable. For example, TSS and COD removal were excellent (85-95%) for all plant species combinations tested, during the eight sampling periods. Ammonium removal was more variable, both between

plant species and between seasons. *P. australis* monocultures (AA) and the combination AB performed better than *P. arundinacea* monoculture (BB) and combination BA, particularly during winter. In autumn the polycultures (AB, BA) outperformed the monocultures, and in summer, no differences between treatments were noticed. Average phosphate removal was higher during summer and autumn (40-70%), when the plants were active, than in winter (15-50%). During the growing season, *P. arundinacea* monocultures (BB) showed lower phosphate removal than the rest of the treatments, in which *P. australis* was included.

Conclusions

So far, in terms of removal efficiency, our results do not seem to support the hypothesis that plant diversity improves the performance of CWs; monocultures were as efficient as polycultures for pollutant removal. These preliminary results will be complemented with statistical analysis and additional analysis of foliar and root N and P content of biomass collected in the summer of 2013.

Keywords : *P. australis*, *P. arundinacea*, plant richness, removal efficiency, monocultures, polycultures.

Topic: Role of plants

References

- Vymazal, J and Kropfelova L (2005) Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic *Ecol Eng* 25 (2005) 606–621
- Zhang C.-B., Wang J., a W.L., Zhu S.-X., Liu D., Chang S.X., Chang J., Ge Y (2010) Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full -scale constructed wetland. *Bioresource Technol.* 101: 1686–1692

Assessment of organic matter removal during the treatment of stillage in a constructed wetland using *Canna indica*

A. López, A. López, E. León

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C.,
Avenida Normalistas 800, Col. Colinas de la Normal, C.P. 44270, Guadalajara, México.
eleon@ciatej.mx

Keywords: Stillage, horizontal subsurface flow constructed wetland, organic matter.

Introduction

Stillage is a liquid product generated from ethanol distillation from sugarcane; it is estimated that for each liter of alcohol, 10 to 12 liters of stillage are produced [1]. Stillage presents particles in suspension, brown color, characteristic thin honey smell and malt flavor, low pH (3.5 - 5), high organic matter concentration expressed like biochemical oxygen demand (BOD), in the range of 35–50 g l⁻¹, and chemical oxygen demand (COD) of 120–150 g l⁻¹, presence of toxic and recalcitrant compounds, as well as nutrients and high temperature [2]. For stillage treatment, physicochemical and biological processes have been used, being the anaerobic process the most suitable [3]. However, the anaerobic treatment effluent presents from 15% to 30% of the initial organic matter concentration, whose treatment would be expensive if it is made by conventional processes.

Thus, the opportunity of application of natural systems, such as constructed wetlands, in high load wastewater treatment of organic matter arises. The performance of these systems depends of several factors, mainly those related to organic load, flow regime and the proper selection of plants [4]. This study evaluates the effect of the organic load rate on adaptation and growth of *Canna Indica* during the treatment of stillage in a subsurface flow constructed wetland.

Methodology

Experimental System. The laboratory experimental system consisted of horizontal subsurface constructed wetland (CW), with dimensions of W = 0.30 m, L = 1.20 m and H = 0.20 m; planted with *Canna Indica* species. The supply of stillage to the system is constant and distributed uniformly widthways of the wetland; the output of the wetland has a level control device ensuring its flood up to 0.15 m. The wetland was filled with Tezontle, a volcanic extrusive rock with an average particle diameter of ½” and porosity of 0.60. The wetland was fed with stillage previously homogenized, pH adjusted to 7 and at room temperature (25 °C).

Organic loading rate. The CW was assessed during 131 days; an experimental design was performed taking into account different organic loads from 0.13 to 1.32 kg COD m⁻³ d⁻¹ for three types of hydraulic retention times (HRT), 3, 4 and 5 days.

Constructed wetland and *Canna Indica* monitoring. The physicochemical parameters: pH, BOD, COD, TSS and TN, were monitored according to APHA standard methods. The number of plants was determined at the beginning and at the end of every HRT, as well as studying their adaptation and growth during the time of operation of the wetland.

Results

Figure 1 shows the evolution of the efficiencies of BOD and COD removal in the wetland. During the first week, the wetland was operated at $OLR=0.27 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, however, it was observed that plants suffered an important stress, manifested a variegation due to the lack in chlorophyll, so the OLR was reduced by 50% of its initial value. The next three weeks, the wetland operated at $0.13 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ and subsequently the OLR feed was increasing until it was achieved a steady state, that is COD and BOD removal were constant. Best removal efficiency was obtained for an $OLR=0.45 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ at a HRT of 3 days with 72.9% of COD, 88.3% of BOD, 72.9% of TSS and 55% of TN removal. Constant removal of COD and BOD was observed until an $OLR= 0.88 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, however when $OLR= 1.32 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, a decrease in organic matter removal was obtained with 57.9% of COD, 71.1% of BOD, removal. This OLR can be considered as the maximal that the system can tolerate, which corresponds to a COD concentration of $4,000 \text{ g l}^{-1}$ and a HRT of 3 days.

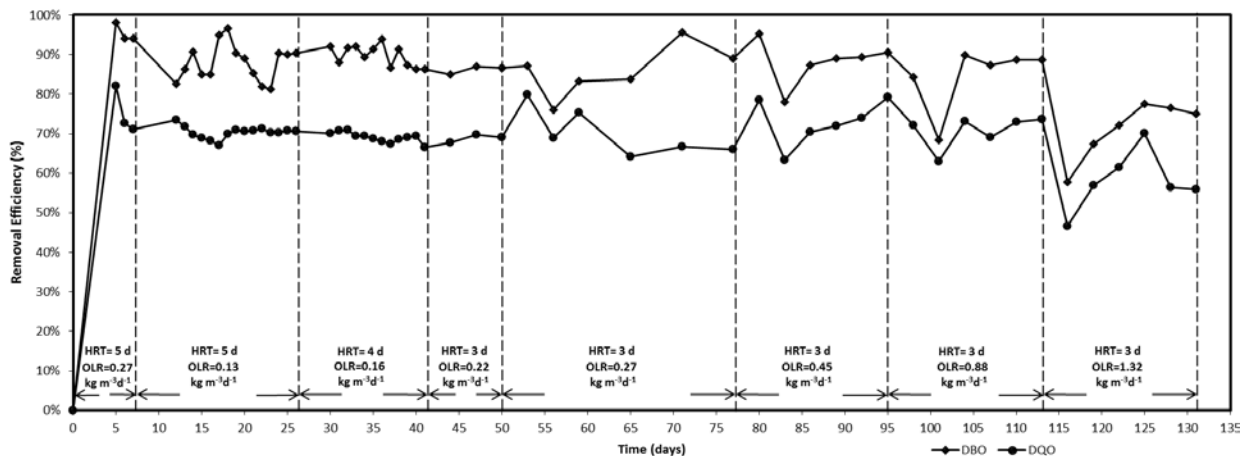


Figure 1. Evolution of the removal efficiency of BOD and COD.

In Figure 2 is observed the results of the population growth of wetland plants. The initial number of plants was 8, with an average size of 31.5 cm, in the course of time, the number of *Canna Indica* increased up to 40 plants in a period of 131 days of wetland operation. It is important to note that the number of plants increased mainly in the wetland later part (output), however, in the input, there were a major stress in plants, associated with high concentrations of organic matter in raw water supply that affected their development and growth. In the first 50 days of operation with OLR relatively low, the plants were adapted to the substrate of wastewater, presenting a decrease in stress. From OLR of $0.27 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, the stress of the plants disappeared, the plants grow up in number and in height. Currently a study of assimilation of macro and micronutrients in plants is being doing.

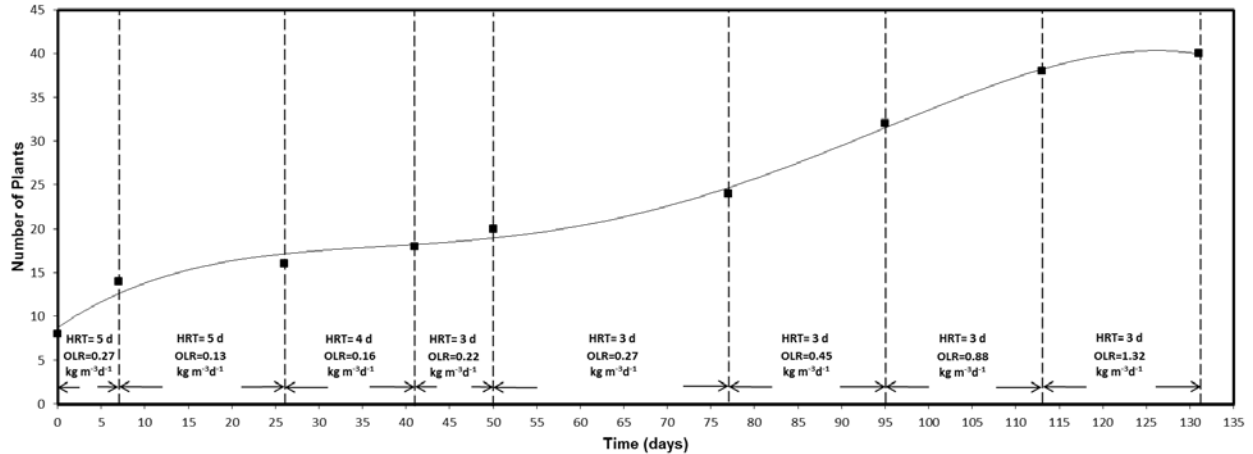


Figure 2. Population growth of *Canna Indica*.

The wetland assures the treatment of industrial effluents until $OLR = 1.32 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, the system could be coupled as a posttreatment of an anaerobic process.

References

Wilkie, A., Riedesel, K. and Owens, J. (2000). Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks, *Biomass and Bioenergy*, 19, 63-102.

Olguín, E.J., Sánchez Galván, G., González Portela, R. and López Vela, M. (2008). Constructed wetland mesocosms for the treatment of diluted sugarcane molasses stillage from ethanol production using *Pontederia sagittata*, *Water Research* 42, 3659-3666.

López-López, A., Davila-Vazquez, G., León-Becerril, E., Villegas-García, E., and Gallardo-Valdez, J. (2010). Tequila vinasses: generation and full scale treatment processes, *Rev Environ Sci Biotechnol* 9, 109-116.

Kadlec H.R. and Wallace D.S. 2009. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. United States of America: Taylor and Francis Group.

Plant diversity and pollutant removal efficiency in constructed wetlands

J. Brisson

Institut de recherche en biologie végétale, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, 4101 est, rue Sherbrooke, Montréal (Qc) H1X 2B2, CANADA.
jacques.brisson@umontreal.ca

There are good theoretical reasons suggesting that increased plant richness would result in increasing pollutant removal efficiency in constructed wetlands. Root partitioning maximizes the full exploitation of the wetland belowground space. Complementary nutrient uses among plant species should increase total nutrient removal through assimilation. Plant diversity also promotes increased bacterial diversity and activity. Yet, there is still little supporting empirical evidence for the positive effect of plant diversity on pollutant removal. In addition, plant composition in wetland polycultures is difficult to maintain due to community dynamics and the progressive dominance of the most competitive species. Not surprisingly, constructed wetlands are still mostly planted with a single species.

There is an increasing number of studies comparing removal in monocultures and polycultures in experimental constructed wetlands (Qiu et al. 2011, Liang et al. 2011, Zhang et al. 2007, Fraser et al. 2004, Karathanasis et al. 2003, Engelhardt and Ritchie 2002, Coleman et al. 2001). But convincing results from any individual experimental studies are uncommon due to strong methodological limitations. Diversity studies ideally require a large number of treatments (different monocultures and polycultures). Thus, for economical reasons, the researcher must often make a compromise between the size and number of experimental units. These experiments often suffer from being done in small experimental units (questioning their application in real-size constructed wetlands) or they lack sufficient replication, or often both. Finally, the interpretation of the results needs careful analysis. The ecological literature on how species richness influences ecosystem functions and processes in a wide range of ecosystems (but mostly grasslands) provides a rich methodological framework that should inspire constructed wetland scientists.

Although results from individual experiments comparing pollutant removal between monocultures and polycultures should be interpreted with care, some overall generalities are slowly starting to emerge. First, there is little evidence that diverse polycultures of plants outperform their most efficient species. However, diverse polycultures are often as efficient as the most efficient species it contains for most pollutants. Plant diversity may have other benefits than pollutant removal alone, such as increased resilience to perturbation or diseases, esthetical value, better habitat. Therefore, there could be a benefit of having a diverse plant community in constructed wetlands without compromising on efficiency. Of course, these preliminary generalities require to be confirmed under a much larger range of situations. The relation between diversity and wetland effect on water quality remains an open question that provides promising research avenues.

References

- Coleman, J., K. Hench, K. Garbutt, A. Sexstone, G. Bissonnette and J. Skousen. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128: 283–295, 2001.
- Engelhardt, K. A. M. and M. E. Ritchie. 2002. The effect of aquatic plant species richness on wetland ecosystem processes. *Ecology*, 83 : 2911–2924
- Fraser, L.H., S. M. Carty and D. Steer. 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology* 94 : 185–192.
- Karathanasis, A.D., C.L. Potter and M.S. Coyne. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20 : 157-169.
- Liang, M.-Q., C.-F. Zhang, C.-L. Peng, Z.-L. Lai, D.-F. Chen, Z.-H. Chen. 2011. Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. *Ecological Engineering* 37 : 309–316.
- Qiu, Z.C., M. Wang, W.-L. Lai, F.-H. He, Z.-H. Chen. 2011. Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes. *Hydrobiologia* 661 : 251-260.
- Zhang Z., Z. Rengel, K. Meney. 2007. Nutrient Removal from Simulated Wastewater Using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in Mono- and Mixed-Culture in Wetland Microcosms. *Water, Air, & Soil Pollution* 183 : 95-105.

Removal efficiency of domestic wastewater contaminants in horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colonum* (Poaceae)

J. C. Charris² y A. Caselles^{1,2}

¹Centro de Estudios del Agua, Universidad del Atlántico

²Research group: Wetlands Caribbean Colombian. Universidad del Atlántico, Km 7 Old way Puerto Colombia, Barranquilla, 08001, COLOMBIA
aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co

Introduction

Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF) are an alternative technology to reduce sewage pollution in small communities and rural areas (Vymazal, 2013). The major mechanisms for pollutant removal in wetlands include a combination of physical, chemical and biological processes, where microorganisms, substrate, water and plants carry out the removal of organic matter, nutrients, pathogens and other pollutants from wastewater (Kadlec and Wallace, 2009). One of the most studied aspects in these systems has been the macrophytes in the pollutant removal process. Several studies have reported that these plants are able to absorb nutrients, carrying oxygen to the root zone and mitigating the effects of wind and solar radiation on the reactions that occur in water. Several authors pointed out that there could be a difference in treatment efficiency in relation to plant species. However, overall, only a small number of species of aquatic macrophytes have been evaluated in the removal of contaminants in HSSF, such as common reed (*Phragmites australis*), cattails (*Typha sp*) and sedges (*Scirpus sp*). In tropical regions, although there is a high diversity of aquatic macrophytes (Velasquez, 1996), little is known about the removal potential many of these species may have. This research seeks to assess the potential of local macrophytes: *Cyperus ligularis* and *Echinochloa colonum* in reducing domestic wastewater pollutants. The experiments were carried out in Universidad del Atlántico (Barranquilla-Colombia) in a pilot system operating under tropical conditions.

Key words: COD, ammonium, coliforms, wastewater, biomass, aquatic plants

Methodology

Pilot plant set up of HSSF Constructed Wetlands in the Universidad del Atlántico Horizontal Sub Surface Flow (HSSF) constructed wetlands consisted of four concrete containers that were arranged in a parallel configuration. The containers were located near a wastewater treatment plant that provided service for the university population. Each of the wetland treatment units measured 1.0×0.6×0.6 m deep and was backfilled with local gravel substrate (average dimensions of 8 to 10 mm). One set of two wetland beds in series was planted with 50 seedlings-rhizomes of *Cyperus ligularis* (25 seedlings in each bed) and another set of two wetland beds in series was planted with 50 seedlings-rhizomes of *Echinochloa colonum* (25 seedlings in each bed). The wetlands were planted in July 2013 and were subsequently monitored for 4 months beginning in August 2013. Clarified

wastewater was collected and batch applied to each unit at a rate of 42 L/m²/day, which provided a hydraulic retention time of approximately 3 days.

Plant growth and wastewater quality monitoring

Local macrophytes *Cyperus ligularis* and *Echinochloa colonum* were collected near Barranquilla and acclimated for one month with wastewater before being planted in the wetlands. The macrophytes' height was measured with tape measure (3 m). At the end of the study, samples of plant shoots, rhizomes and roots were collected from an area of 0.66 m². Three influent and effluent grab-samples were taken weekly, during morning hours, and analyzed for COD, ammonia-N, nitrate-N, orthophosphate and sulfate. Measurements of oxidation/reduction potential (ORP), dissolved oxygen (DO), electric conductivity and temperature were obtained using hand held sondes (WTW Multi 3420). Measurements and analyses of water samples were as described in APHA-AWWA-WEF (1998) or according to manufacturer's guidelines. Total and fecal coliform bacteria populations were enumerated using the membrane filtration method using 0.45 µm pore size membrane filters (Millipore Corp) and selective agars, EMB (Eosin-Methylen blue). Data analyses included calculations of treatment means and standard deviations as a function of time and macrophytes.

Results and discussion

Table 1 provides parameter values as a function of treatment. The average values of several physicochemical parameters showed similar characteristic for both systems, the redox potential and electric conductivity were slightly higher in *E. colonum*.

Table 1. Averages (SD in brackets) of the water quality parameters in the effluent of the HSSF. Calculations based on 25 to 28 measurements depending on the parameter

| Parameter | <i>Cyperus ligularis</i> | <i>Echinochloa colonum</i> |
|--------------------------------------|--------------------------|----------------------------|
| Temperature, °C | 27.7 (±2.1) | 26.1 (±1.7) |
| Oxygen Dissolve, mg/L | 1.8 (±0.9) | 1.9 (±0.9) |
| E_H , mV | 247.6 (±70.8) | 268.3 (±90.6) |
| pH, | 7.0 (±0.1) | 7.0 (±0.1) |
| Electric conductivity, uS/cm | 557.8 (± 171.8) | 646.6 (±258.1) |
| Total biomass, dry Kg/m ² | - | 2.5 |

Figure 1 shows the removal of COD and ammonium in treatments. The planted systems' removal rates measured 92% and 83% for *C. ligularis* and *E. colonum* respectively. These high efficiencies demonstrate that organic matter removal can occur with various macrophytes. These results are consistent with those reported by Vega *et al.* (2013) respect *C. articulatus* in similar experimental.

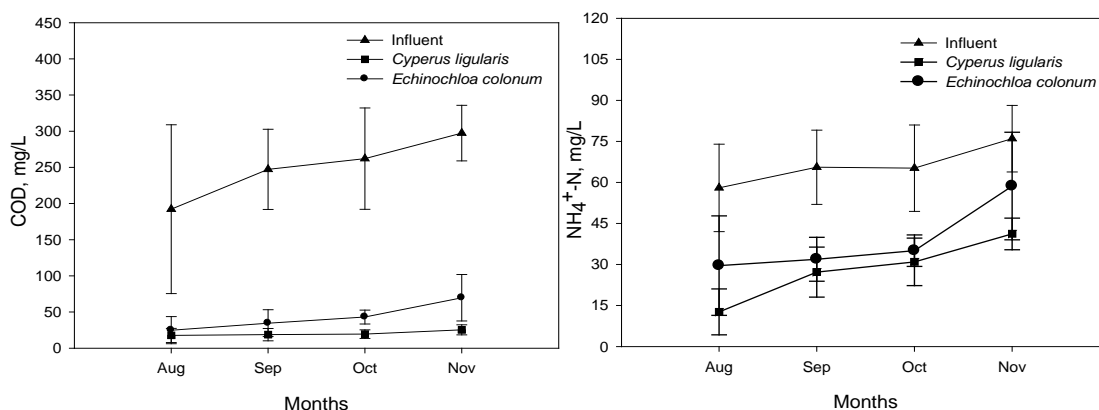


Figure 1. Average concentrations of influent and effluent concentrations of COD and ammonium-N as a function of time and macrophytes.

The NH₄⁺-N removal rates were higher, in planted systems with *C. ligularis* (60%) as compared to the *E. colonum* (45%). It is probable that these differences are influenced by dynamics plant growth in each species.

Conclusions

This short-term study revealed that the two local aquatic plants *C. ligularis* and *E. colonum* enhanced treatment processes and can be recommended for use in constructed wetlands in the Colombian Caribbean coast and likely in additional areas.

Acknowledgements

Centro de Estudios del Agua of the Universidad del Atlántico who facilitated facilities to advance research laboratories.

References

- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. American Public Health Association. Washington, DC.
- Kadlec, R., H., & Wallace S., D. 2009. Treatment wetlands. Second Edition. Taylor and Francis Group, CRP Press. Boca Ratón, Fl. USA. 1016
- Vymazal, J. 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research* 47. 4795-4811
- Vega, H. J., J. C. Lancheros y A. Caselles-Osorio. 2013. Organic matter and nitrogen removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands planted with *Cyperus articulatus*. Libro de abstracts. Quinto simposio internacional sobre dinámica y control de contaminación en humedales - Wetpol 2013. Nantes-Francia. 229 p

Humedales subsuperficiales de flujo horizontal plantados con *Zantedeschia aethiopica* e *Iris sibirica* para la remoción de arsénico de aguas para consumo humano.

F. Zurita¹, J. P. Vazquez¹, J. P. Bautista¹, A. A. Ramírez¹, O. M. Cornejo¹, W. Ramírez²

¹Laboratorio de Calidad Ambiental. Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara, México.

²Centro de Estudios y Proyectos Ambientales. Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías. Universidad de Guadalajara. México.
fzurita2001@yahoo.com

Introducción

El arsénico es un metaloide tóxico ampliamente distribuido en el ambiente y su presencia en aguas subterráneas destinadas para consumo humano es muy frecuente a nivel global. Desde hace casi una década se estimaba que alrededor de 4 millones de personas en Latinoamérica bebían agua contaminada con arsénico (Bundschuh et al., 2006). Los países más afectados son Argentina, México, Chile, Perú y Bolivia. De acuerdo con diferentes estudios, cada vez se documentan más zonas con problemas de arsénico (Camacho et al., 2011).

Entre las tecnologías recientemente evaluadas para la remoción de arsénico de aguas para consumo humano se encuentran los humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HASSFH). En los humedales subsuperficiales, el medio filtrante y las plantas emergentes juegan un papel crucial para la remoción de arsénico. Se ha documentado que algunas macrófitas comunes en los HASSFH, son efectivas en diferentes grados para la rizofiltración de arsénico (Ghassemzadeh et al., 2008). En estudios previos, realizados en el Centro Universitario de la Ciénega, con el objeto de hallar especies factibles de utilizarse para este fin, se evaluó la *Zantedeschia aethiopica* como especie emergente en HASSFH con alimentación en batch, para evaluar la remoción de As de aguas subterráneas con bajas concentraciones de arsénico ($34 \pm 11 \mu\text{g/L}$). Se encontró que la presencia de la planta incrementaba la retención de As en el sustrato en alrededor de un 20% (Zurita et al., 2012). Por lo tanto, para continuar con esta línea de investigación, en este estudio se evaluó la eficiencia de HSSFHs a escala piloto plantados con *Z. aethiopica* e *Iris sibirica*, para la remoción de arsénico de aguas para consumo humano contaminado artificialmente con 0.25 mg/L de As, operando con tres diferentes tiempos de retención hidráulico (TRH). Los objetivos fueron evaluar la eficiencia de los sistemas para remover As, así como determinar el impacto del tiempo de retención

Materiales y métodos

La unidad experimental consistió de 6 HSSFHs (68 cm x 37.5 cm x 33.5 cm, de largo, ancho y profundidad) organizados en tres tratamientos para evaluar tres TRH por duplicado: 1 d (Tratamiento A), 2 d (Tratamiento B) y 3 d (Tratamiento C). Se utilizó tezontle como medio filtrante y *Z. aethiopica* e *I. sibirica* como especies emergentes. Cada celda se plantó con 3 individuos adultos de *Z. aethiopica* y 3 individuos de *I. sibirica*, y se

llenó con aproximadamente 60.5 kg de tezontle. La profundidad del agua se mantuvo en 22 cm. El sistema fue dosificado por medio de bombas peristálticas. Durante un periodo de 4 semanas, el sistema estuvo alimentado en forma continua de acuerdo con el TRH, solamente con solución nutritiva, consistente en agua de grifo con una concentración de 0.02g/L de fertilizante comercial triple 19; con el objeto de proporcionarle a las plantas un periodo de adaptación antes de ser expuestas al arsénico. Posteriormente, a la solución nutritiva se le agregó arseniato de sodio de la marca Sigma-Aldrich para tener una concentración de 0.25 mg/L de As. Durante este periodo se tomaron muestras a la entrada y salidas de cada celda y se realizaron determinaciones de pH, Conductividad, OD y concentraciones de arsénico total. Para evaluar la salud de las plantas se midió el contenido de clorofila mediante un medidor Minolta Spad 502 Plus. Al final del periodo de experimentación, el arsénico se cuantificó tanto en las partes aéreas como en las raíces de las plantas; de igual manera se cuantificó la biomasa total producida. La concentración de arsénico se cuantificó en un espectrofotómetro ICP-AES, IRIS INTREPID II DUO, THERMO, previa preparación de la muestra (digestión o secado/digestión). Después de los 181 días de experimentación, se realizó un balance de masa con respecto al arsénico para cuantificar la cantidad de arsénico retenido en el sustrato. Se consideraron las concentraciones en el influente, efluente y la captación total por las plantas en partes aéreas y raíces.

Resultados

Durante los primeros 111 días, la eficiencia másica de remoción de arsénico fue alta en los tres tratamientos sin diferencia significativa ($p > 0,05$); alcanzándose valores de $94.30 \pm 0.53 \%$, $94.06 \pm 0.51 \%$ y $95.42 \pm 0.54 \%$ con 1, 2 y 3 días de TRH, respectivamente. Posteriormente, las eficiencias de los tres sistemas se redujeron notoriamente; durante este periodo las remociones fueron de $45.6 \pm 2.9 \%$; $42.8 \pm 2.9 \%$; $47.3 \pm 3.0 \%$, respectivamente. Un comportamiento bastante similar se encontró en los estudios previos en HSSFHs plantados con *Z. aethiopica* y *Anemopsis californica*, en el que la eficiencia disminuyó notoriamente después de 4 semanas (Zurita et al., 2012). En este estudio, a lo largo de los 181 días totales que duró la experimentación, las eficiencias fueron similares entre los tres tratamientos ($p > 0,05$); aunque ligeramente superiores con el TRH de 3 d; se alcanzaron eficiencias de $77.52 \pm 1,09 \%$, $76.37 \pm 1,07 \%$ y $79.04 \pm 1,13 \%$, respectivamente. El comportamiento registrado en los HSSFH se asemeja a lo reportado por Singhakant et al., (2009) quienes no encontraron diferencias en las eficiencias de HSSFH con tiempos de retención de 6 y 9 días para la remoción de As; e igualmente encontraron una disminución de la eficiencia con el tiempo en un estudio de 117 días.

Al analizar la captación de arsénico en las macrófitas, se encontró que la acumulación se dio principalmente en las raíces y fue significativamente mayor en la *Z. aethiopica* ($241,35 \pm 23,68$ mg As / kg) en comparación con *I. sibirica* ($136,17 \pm 23,68$ mg As / kg) ($p > 0,05$); en hojas y tallos, solo fue de 0.3 ± 0 mg As/kg para la *Z. aethiopica* y de 1.5 ± 0.84 mg As/kg para la *I. sibirica*. Mediante el balance con respecto al As total en el sistema se encontró que la retención de arsénico tuvo lugar principalmente en el sustrato y varió entre 74.88% al 77.43% (Fig.1), mientras que la retención por las plantas varió entre el 1.39 al 1.69%.

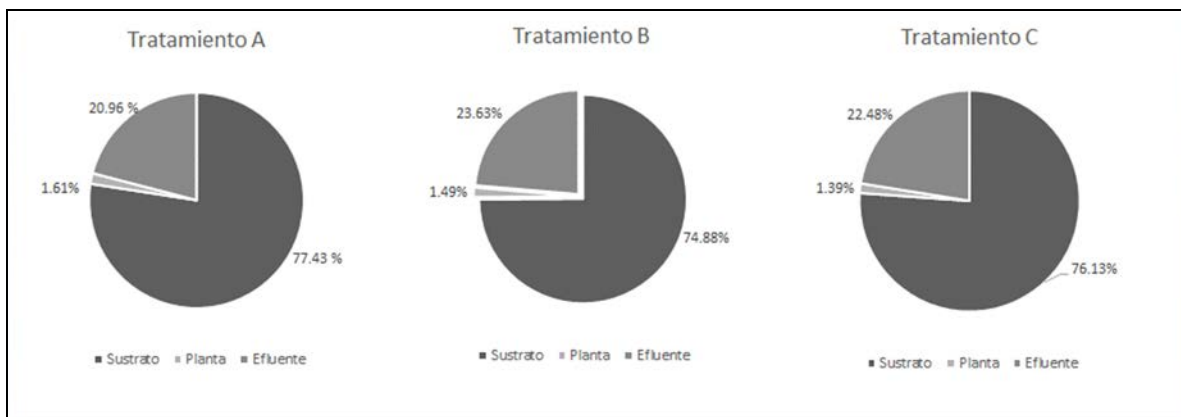


Figura 1. Distribución aproximada del arsénico en los tratamientos con distintos TRH. Tratamiento A, 1 d; Tratamiento B, 2 d; Tratamiento C, 3 d.

Estos resultados demuestran que el TRH no tiene efectos significativos en la eficiencia de HASSFHs plantados con *Z. aethiopica* e *I. sibirica* para la remediación de aguas subterráneas contaminadas con arsénico. Por otra parte, se puede asumir que el medio filtrante utilizado no es apropiado para utilizarse en HASSFH para la remoción de As, dado que tiene una capacidad de adsorción limitada. Con respecto a las plantas estudiadas, las dos especies exhibieron una capacidad que cae en el rango de otras especies reportadas en la literatura como adecuadas para la rizofiltración de arsénico. Es necesario continuar la investigación con el objeto de encontrar los parámetros de diseño y operación que permitan mantener la eficiencia de los HASSFH por periodos más largos.

Palabras clave: TRH, *Zantedeschia aethiopica*, *Iris sibirica*, tezontle, clorofila,

¿Afecta la adición de nutrientes la tolerancia de *Typha domingensis* a altas concentraciones de Ni?

M.M. Mufarrege^{1,2}, G.A. Di Luca^{1,2}, H.R. Hadad^{1,2}, G.C. Sánchez¹, M.A. Maine^{1,2}

¹Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Santiago del Estero 2829 (3000) Santa Fe, Argentina. Tel.: 54-0342-4571164 Int. 2515.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
mmufarrege@fiq.unl.edu.ar

Introducción

Typha domingensis fue elegida para este estudio, ya que fue la macrófita dominante en un wetland construido de flujo superficial para el tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica (Maine et al., 2009), siendo Cr, Ni, Zn, N y P los contaminantes que se encuentran en el efluente tratado. La hipótesis que se plantea en este trabajo es que, el enriquecimiento con nutrientes mejora la tolerancia a los metales por las macrofitas. Göthberg et al. (2004) reportaron que las interacciones entre la toma de metales y nutrientes, no son solamente metal-específico, sino también especie-específico. El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de nutrientes sobre la tolerancia, la eficiencia de remoción y la acumulación de Ni de *T. domingensis* expuesta a altas concentraciones de este metal.

Palabras Clave: Wetlands Construidos, Efluentes, Macrófitas, Nutrientes, Contaminantes.

Metodología

Se realizó una experiencia en invernadero durante 30 días. Con el fin de simular eventos extremos las concentraciones estudiadas fueron mayores que las concentraciones encontradas comúnmente en wetlands construidos. Las plantas se recolectaron en un ambiente natural ubicado en la localidad de Rincón, Santa Fe, Argentina. Se colocaron dos plantas en cada contenedor plástico en los que se agregó 4 Kg de sedimento. Las plantas se aclimataron durante 15 días. Al inicio de la experiencia las plantas fueron cortadas a una altura de aproximadamente 20 cm y se agregaron soluciones de Ni y nutrientes según los siguientes tratamientos dispuestos por triplicado:

Ni200: 200 mg L⁻¹ Ni;

Ni600: 600 mg L⁻¹ Ni;

Ni200+Nut.: 200 mg L⁻¹Ni +50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N;

Ni600+Nut.: 600 mg L⁻¹Ni +50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N;

Control 1: sin agregado de metales ni nutrientes;

Control 2: 50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N, sin metales.

Para compensar la pérdida de agua por evapotranspiración se mantuvo el nivel de agua de los acuarios. Durante el experimento, se muestreó el agua sobrenadante de cada acuario a las 0hs, 8hs, 24hs, 48hs, 5 días, 10 días, 20 días y 30 días. Al inicio y al final de la experiencia, se midieron las concentraciones de Ni en raíces, rizomas, hojas (parte aérea y

sumergida) y sedimento, previa digestión con mezcla ácida de $\text{HClO}_4:\text{HNO}_3:\text{HCl}$ (5:3:2) por espectrofotometría de absorción atómica. Periódicamente, se midió la altura de plantas. Se calcularon las tasas de crecimiento relativo en base a la altura de plantas.

Resultados

La concentración de Ni en agua disminuyó durante todos los muestreos. A pesar de las altas concentraciones iniciales, las remociones finales fueron de 93,5; 99,9; 83,45 y 80,46 % para Ni200, Ni200+Nut, Ni600, Ni600+Nut, respectivamente (Fig. 1). Como era de esperarse, los porcentajes finales de remoción de Ni200 fueron significativamente mayores que los de Ni600, tanto en los tratamientos con y sin nutrientes.

A partir del día 10 se observaron diferencias significativas en los porcentajes de remoción de Ni en los tratamientos de Ni200 y Ni200+Nut. No existieron diferencias significativas entre los porcentajes de remoción de los tratamientos Ni600 y Ni600+Nut.

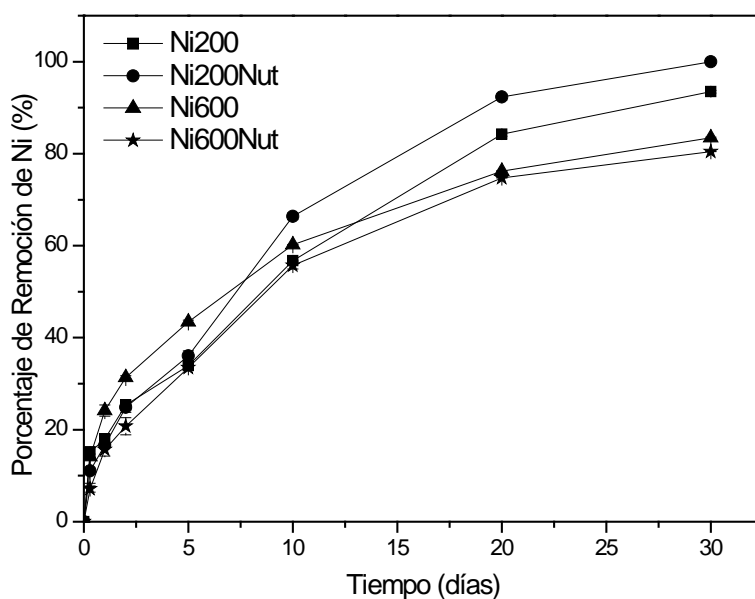


Fig. 1. Porcentajes de remoción de Ni por *T. domingensis* a lo largo del tiempo en los distintos tratamientos.

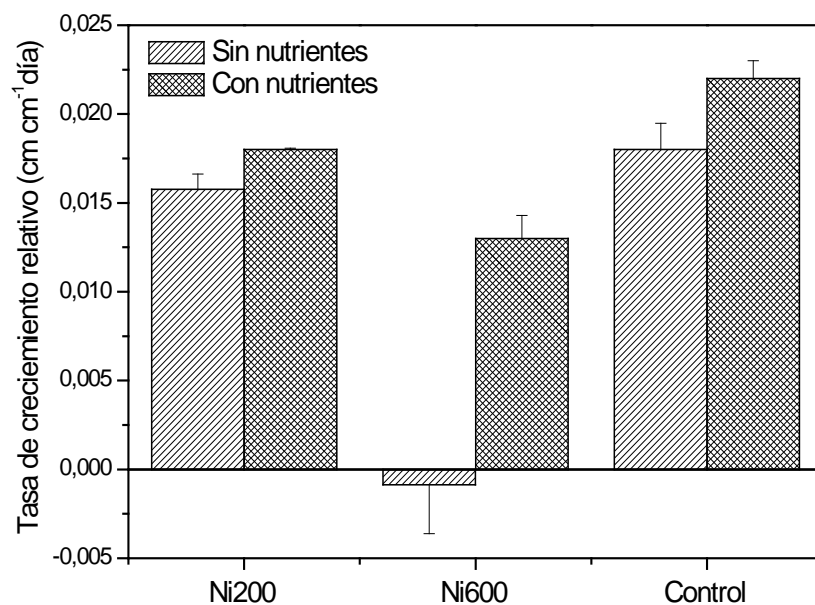
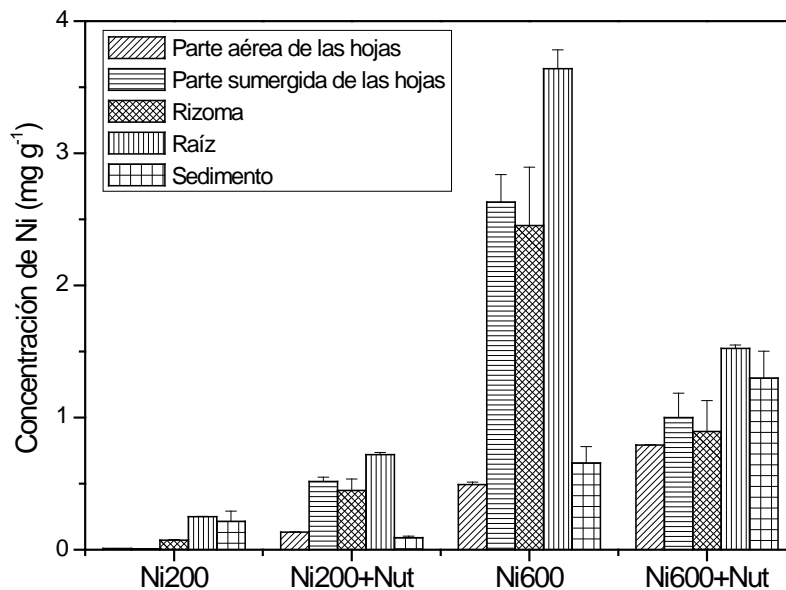


Fig. 2. Tasa de crecimiento relativo (cm cm⁻¹ d⁻¹) calculadas a partir de la altura de plantas.

Todas las tasas de crecimiento relativo fueron positivas (Fig. 2) a excepción del tratamiento Ni600 sin agregado de nutrientes. El agregado de nutrientes favoreció el crecimiento de la planta, como puede verse en los tratamientos de Ni200+Nut y Ni600+Nut, los cuales mostraron una tasa de crecimiento significativamente mayor que sus pares sin nutrientes, pero significativamente menores al control con agregado de nutrientes. Es de destacar que en el tratamiento Ni600 se observó la mayor toxicidad no sólo representada por una tasa de crecimiento negativa, sino también por una escasa aparición de nuevas plantas, observándose la inexistencia de propagación vegetativa.

En el tratamiento de Ni200 las concentraciones Ni en tejidos fueron significativamente menores que las obtenidas en el tratamiento Ni200+Nut. (Fig. 3). En el tratamiento de Ni600 las concentraciones en los tejidos fueron significativamente mayores a las determinadas en Ni600+Nut. Esto se puede explicar porque la tasa de crecimiento en el tratamiento Ni600 fue negativa, mostrando estas plantas una menor biomasa.

Como era el Ni acumuló



de esperarse, también se en altas

concentraciones en raíces y rizomas (inmovilizándolas en sus tejidos), esto permitió que la planta pudiera tolerar las altas concentraciones a la que fue expuesta. La unión de los iones metálicos cargados positivamente a las cargas negativas de las paredes celulares de las raíces, seguida de acumulación en vacuolas han sido reportados como mecanismos para reducir el transporte de metales hacia las partes aéreas (Göthberg et al., 2004) y así incrementar la tolerancia de las plantas (Poschenrieder et al., 2006). Si bien las concentraciones de Ni en las partes aéreas de las hojas fueron considerables, es importante destacar que *T. domingensis* acumuló altas concentraciones de Ni en la parte sumergida de las hojas para poder inmovilizarlo y así evitar daños mayores a las partes aéreas de las hojas.

Fig. 3. Concentración de contaminantes en tejidos de *T. domingensis* (hoja, parte sumergida de hoja, raíz y rizoma) y sedimento (mg/g).

Conclusiones

La adición de nutrientes no influyó en los porcentajes de remoción de Ni600 del agua de manera significativa.

A pesar de que las plantas mostraron toxicidad, la adición de nutrientes favoreció su tolerancia a altas concentraciones de Ni

Los tejidos vegetales acumularon Ni eficientemente, especialmente en los tejidos sumergidos (raíces, rizomas y parte sumergida de hojas).

Estos resultados podrían aplicarse para mejorar la eficiencia de wetlands construidos para eliminación de metales, donde el enriquecimiento con nutrientes podría conseguirse tratando aguas residuales junto con los efluentes industriales.

Bibliografía

Göthberg, A., Greger, M., Holm, K., Bengtsson, B.E. 2004. Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium and lead in water spinach. *J. Environ. Qual.* 33: 1247-1255.

Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sánchez, G., Bonetto, C. 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J. Environ. Manag.* 90: 355-363.

Poschenrieder, C., Tolrà, R., Barceló, J. 2006. Can metal defend plants against biotic stress? *Trends Plant Sci.* 11(6): 288-295.

Comparación de la acumulación y especiación de P en sedimentos vegetados con *T. domingensis* y no vegetados.

G. A. Di Luca, M. M. Mufarrege, H.R. Hadad, M.A Maine.

Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Santiago del Estero 2829 (3000) Santa Fe, Argentina. Tel.: 54-0342-4571164 Int. 2515.
gdiluca@fiq.unl.edu.ar

Palabras clave: extracción secuencial, fósforo, macrófitas, sedimento

Introducción

En ambientes acuáticos, el fósforo se acumula principalmente en el sedimento, en formas orgánicas e inorgánicas. Sin embargo, el sedimento también puede liberarlo. El fraccionamiento del P total en diferentes formas es necesario para entender los mecanismos de intercambio de P del sedimento, su potencial remoción del agua.

Las macrófitas emergentes como *T. domingensis* son muy utilizadas en wetlands construidos debido a que influyen en la biogeoquímica de los sedimentos y a su alta capacidad de acumular contaminantes en su biomasa (Maine et al., 2007). Por lo tanto, la acumulación y la especiación de los contaminantes en el sedimento pueden diferir en presencia de vegetación. Algunos estudios muestran concentraciones de contaminantes mayores en sedimentos con vegetación (Menon et al., 2013) mientras otros demuestran la situación opuesta (Calheiros et al. 2007).

Se realizó una experiencia para evaluar la acumulación y distribución de altas concentraciones de P en sedimentos no vegetados y vegetados con *T. domingensis*. Las concentraciones utilizadas exceden ampliamente las generalmente encontradas en ambiente naturales e incluso en humedales construidos, pero fueron necesarias para observar cambios significativos en el sistema.

Metodología

Las plantas de *T. domingensis* y el agua utilizadas en la experiencia fueron colectadas en un humedal no contaminado de la llanura aluvial del Río Paraná Medio, en los alrededores de la ciudad de Santa Fe, Argentina. Se plantaron 2 plantas en cada reactor conteniendo 4 Kg de sedimento del sitio de muestreo y se aclimataron en invernadero durante 15 días. Luego se agregó soluciones de P (preparadas con H_2KPO_4) según los siguientes tratamientos:

- 1) 100 mg L⁻¹ P (P100)
- 2) 500 mg L⁻¹ P (P500)
- 3) Control, sin el agregado de P.

Todos los tratamientos fueron dispuestos por triplicado. Además, se dispusieron 9 reactores sin plantas (tratamientos no vegetados). La duración del experimento fue de 30 días. Periódicamente, se determinó la concentración de P en agua por colorimetría (Murphy and Riley, 1962). Al final del experimento, se determinó la concentración total del P en hojas, raíz, rizomas y en el perfil del sedimento (0-3cm (superficie), 3-7cm (medio) y 7-10cm (profundo)) por colorimetría previa digestión ácida. En la capa superficial de sedimento se realizó el fraccionamiento de P siguiendo la metodología propuesta por Golterman (1996). El potencial redox (Eh) y el pH de las capas sedimento fueron medidos *in situ* con un pH/mV-metro Orion por triplicado.

Resultados

El P fue removido del agua eficientemente en todos los tratamientos (Fig. 1). La mayor remoción se produjo en los reactores vegetados de ambos tratamientos (68,1 y 61,0 % para P100 y P500, respectivamente).

Los sedimentos de los reactores vegetados mostraron valores significativamente menores de pH que los tratamientos no vegetados (Fig. 2a). En todos los tratamientos se encontró una significativa reducción del pH del sedimento de la capa superficial al finalizar la experiencia. En todos los casos los menores valores de pH fueron registrados en el sedimento superficial. En todos los tratamientos se produjeron condiciones reductoras, siendo el potencial redox significativamente mayor en los reactores vegetados que en los no vegetados (Fig. 2b). Asimismo, los valores de Eh fueron significativamente menores en la capa profunda respecto de la capa superficial de sedimento.

La mayor acumulación de P se produjo fundamentalmente en la capa superficial de los sedimentos (0-3cm) (Fig. 3), sugiriendo una escasa movilidad del P o bien que los sitios de sorción de esta capa no fueron saturados. La acumulación del P se produjo en forma significativamente mayor en los tratamientos no vegetados respecto de los vegetados. Pudo observarse un aumento de la concentración del contaminante en profundidades mayores en los sedimentos vegetados con *T. domingensis*, mostrando que las plantas actúan como bombas extractoras de P.

La especiación del P no varió entre zonas no vegetadas y zonas vegetadas con *T. domingensis* y tampoco con la profundidad en todos los tratamientos, encontrándose el contaminante principalmente en la fracción Fe(OOH)-P (Fig. 4). Las fracciones Fe(OOH)-P y CaCO₃-P son las más inestables, ya que, en principio, pueden liberar el P si las condiciones de Eh o pH cambian. Sin embargo, debemos notar que, en el caso de los humedales construidos, si las condiciones químicas de los efluentes a tratar (alto pH, alcalinidad, Fe, Ca²⁺ y concentraciones iónicas) favorecen la formación de estos compuestos, se espera que estas fracciones continúen reteniendo y acumulando P, asegurando su retención a largo plazo en el humedal.

T. domingensis tolera elevadas concentraciones de P y sus tejidos poseen una alta capacidad de acumulación de este contaminante. En el tratamiento P100 la hoja fue el órgano que mostró la mayor concentración del contaminante mientras que la parte sumergida de las hojas mostró la mayor concentración en el tratamiento P500 (Fig. 5).

Estos resultados demuestran que ante un eventual volcado de altas concentraciones de P, tanto humedales construidos como naturales podrían retenerlo, minimizando el impacto ambiental.

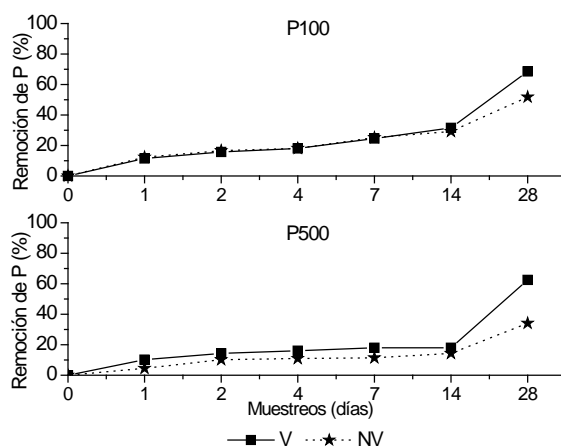


Fig. 1. Porcentaje de remoción de P en reactores vegetados (V) con *T. domingensis* y no vegetados (NV) durante el experimento.

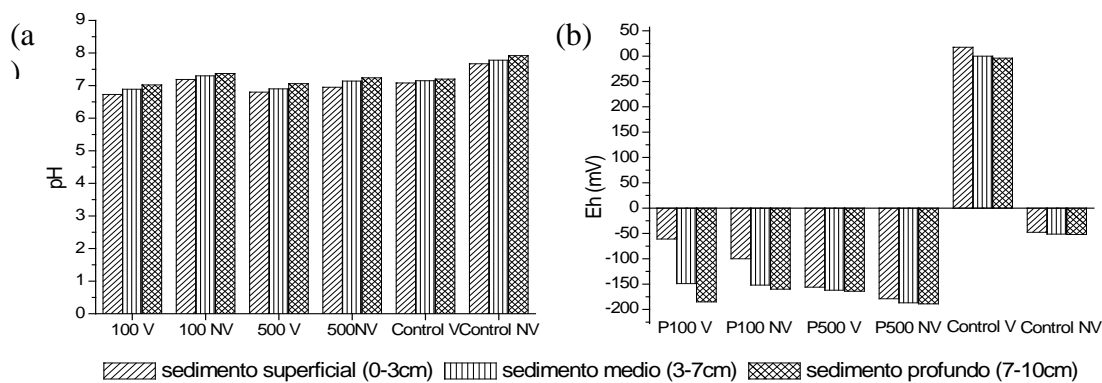


Fig. 2. Valores de pH (a) y Eh (mV) (b) medidos en las distintas profundidades del sedimento vegetado (V) con *T. domingensis* y no vegetado (NV) en los distintos tratamientos.

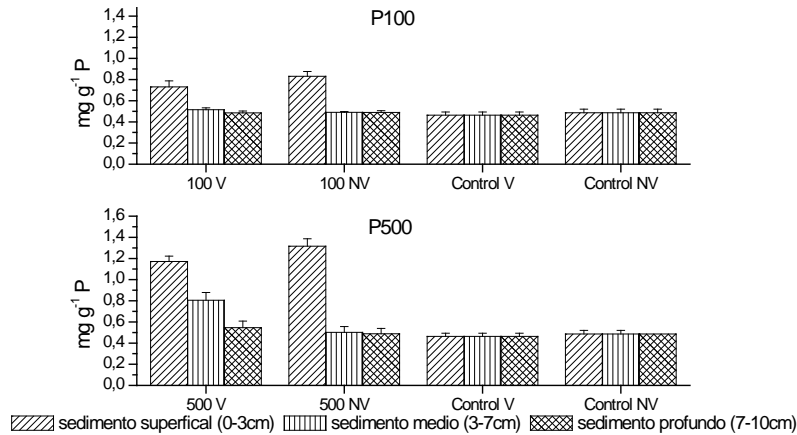


Fig. 3. Concentración de P en las distintas profundidades del sedimento vegetado (V) con *T. domingensis* y no vegetado (NV) en los distintos tratamientos.

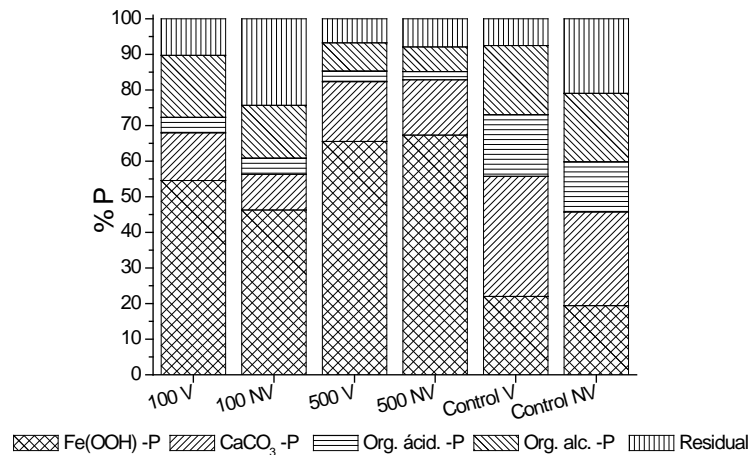


Fig. 4. Fraccionamiento de P en sedimentos superficiales (0-3 cm) vegetados (V) con *T. domingensis* y no vegetados (NV) en los distintos tratamientos.

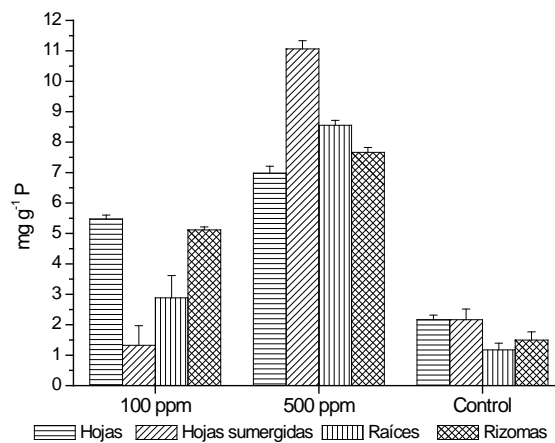


Fig. 5. Concentración de P (mg g^{-1}) en tejidos (Hoja, Raíz y Rizoma) de *T. domingensis* en los distintos tratamientos.

Referencias

Calheiros, C.S.C., Rangel, A., Castro, P.M.L. 2007. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Res.* 41(8): 1790–1798.

Golterman, H.L. 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia.* 335: 87-95.

Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G. 2007. Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free surface water constructed wetland. *Sci. Tot. Environ.* 380(1): 75-83.

Menon, R., Holland, M.M. 2013. Phosphorus Retention in Constructed Wetlands Vegetated with *Juncus effusus*, *Carex lurida*, and *Dichanthelium acuminatum* var. *acuminatum* *Water Air Soil Pollut.* 224: 1602. DOI 10.1007/s11270-013-1602-5

Murphy, J., Riley, J. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31-36.

Influencia del pH y salinidad de un efluente industrial sobre la dominancia de macrófitas flotantes y emergentes en un wetland construido

H.R. Hadad, M.M. Mufarrege, G.A. Di Luca, M.A. Maine

Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
hhadad@fiq.unl.edu.ar

Palabras clave: Macrófitas, Tolerancia, Efluentes, Dominancia

Introducción

En un wetland de flujo superficial construido para el tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica en Santo Tomé, Santa Fe (Argentina), se plantaron diferentes macrófitas flotantes y emergentes. El wetland se encuentra en operación desde hace más de 10 años. En una primera etapa el wetland se encontraba cubierto por especies flotantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia herzogii*), pero luego, la macrófita emergente *Typha domingensis* se convirtió en la especie dominante desapareciendo las flotantes. Aunque las macrófitas regionalmente disponibles están adaptadas a las características climáticas y edáficas, su tolerancia a las condiciones impuestas por el efluente es desconocida. El efluente presenta elevados valores de pH y salinidad y contiene bajas concentraciones de Cr, Ni y Zn. Los metales a las concentraciones que se encontraban no fueron la causa de desaparición de las macrófitas flotantes (Maine et al., 2004; Hadad et al. 2007). Se hipotetizó que la causa podía ser la elevada salinidad y pH. El objetivo del trabajo fue estudiar la tolerancia al pH y salinidad de las macrófitas que fueron dominantes en el wetland.

Metodología

Se realizaron mensualmente muestreos en el efluente de entrada y salida para determinar la eficiencia del wetland.

Se realizaron experimentos para estudiar los efectos del pH y conductividad sobre las macrófitas dominantes. Los experimentos se realizaron por triplicado durante la primavera en invernadero. Se calcularon tasas de crecimiento relativo (R) según la ecuación:

$$R = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{T_2 - T_1}$$

donde $R = g \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, W_1 y W_2 = pesos secos inicial y final, respectivamente, y $(T_2 - T_1)$ = período experimental. En el experimento con *T. domingensis*, en lugar de valores de peso seco se utilizaron valores de altura de plantas. Los efectos del pH y la salinidad sobre el crecimiento se evaluaron mediante análisis de la varianza de un factor.

Experimentos con macrófitas flotantes:

Se aplicaron valores crecientes de pH y conductividad. En el experimento de pH, los tratamientos fueron de 8, 9, 10 y 11. Estos valores se obtuvieron agregando NaOH a agua de red. Para evaluar los efectos de la salinidad, se aplicaron tratamientos de 2, 3, 4, 6 y 8 mS cm⁻¹. Estos valores se alcanzaron preparando soluciones de Na₂SO₄.

En los reactores con *P. stratiotes* y *S. herzogii*, se agregaron 20 g de peso fresco de plantas y 2 L de solución experimental. En los reactores con *E. crassipes*, se agregó una planta (80 ± 10 g de peso fresco) y 8 L de solución. Los experimentos tuvieron una duración de 8 días.

Experimento con *T. domingensis*:

Las plantas fueron colectadas en el wetland construido y en un wetland natural. En cada reactor se colocaron dos plantas y sedimento. Las plantas se aclimataron durante 10 días y al iniciar el experimento se podaron. Se aplicaron de manera combinada los máximos valores de pH y salinidad del efluente en el wetland, debido a la tolerancia mostrada por *T. domingensis* en el wetland. Los tratamientos de salinidad (mg L⁻¹)/pH aplicados fueron: 8.000/10; 8.000/7; 200/10 y 200/7 (control). El experimento tuvo una duración de 90 días

Resultados

En la Tabla 1 se muestra una caracterización de los parámetros del efluente de entrada al wetland. Podemos resaltar los altos valores de pH y salinidad.

Tabla 1. Composición del efluente de entrada del wetland (máx.-mín.).

| Parámetro | Efluente de entrada |
|--|---------------------|
| pH | 9,1-13,0 |
| Conductividad (µmho cm ⁻¹) | 3800-8000 |
| Cr (mg L ⁻¹) | 0,040-0,079 |
| Ni (mg L ⁻¹) | 0,029-0,061 |
| Zn (mg L ⁻¹) | 0,015-0,034 |
| PRS (mg L ⁻¹) | 0,020-0,089 |
| NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹) | 0,095-0,320 |
| NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) | 10,2-42,3 |
| NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹) | 1,23-4,78 |
| DBO (mg L ⁻¹) | 145,0-310,1 |
| DQO (mg L ⁻¹) | 451,2-1100 |
| OD (mg L ⁻¹) | 4,3-5,9 |

En los experimentos de invernadero las plantas de *E. crassipes* expuestas a una conductividad de 4 mS cm⁻¹ o mayor, mostraron una tasa de crecimiento significativamente inferior a la del control (Fig. 1). Al final del experimento, las plantas expuestas a conductividades de 6 y 8 mS cm⁻¹ mostraron secreciones salinas sobre sus pecíolos. A pH

10 y 11 el crecimiento fue significativamente menor que en el control. *E. crassipes* mostró signos visibles de clorosis y necrosis. En *P. stratiotes* se observaron diferencias significativas entre los tratamientos de 8 mS cm⁻¹ y pH 11 y el control. En los mismos se observó clorosis y necrosis. *S. herzogii* no mostró diferencias significativas entre los tratamientos de conductividad y el control. Sin embargo, a pH 11 se observó una tasa de crecimiento significativamente menor que en los otros tratamientos y en el control. Al final de los experimentos se observaron secreciones salinas sobre los márgenes de las hojas. En función de estos resultados, puede proponerse que la salinidad y el alto pH del efluente fueron la causa de desaparición de las macrófitas flotantes.

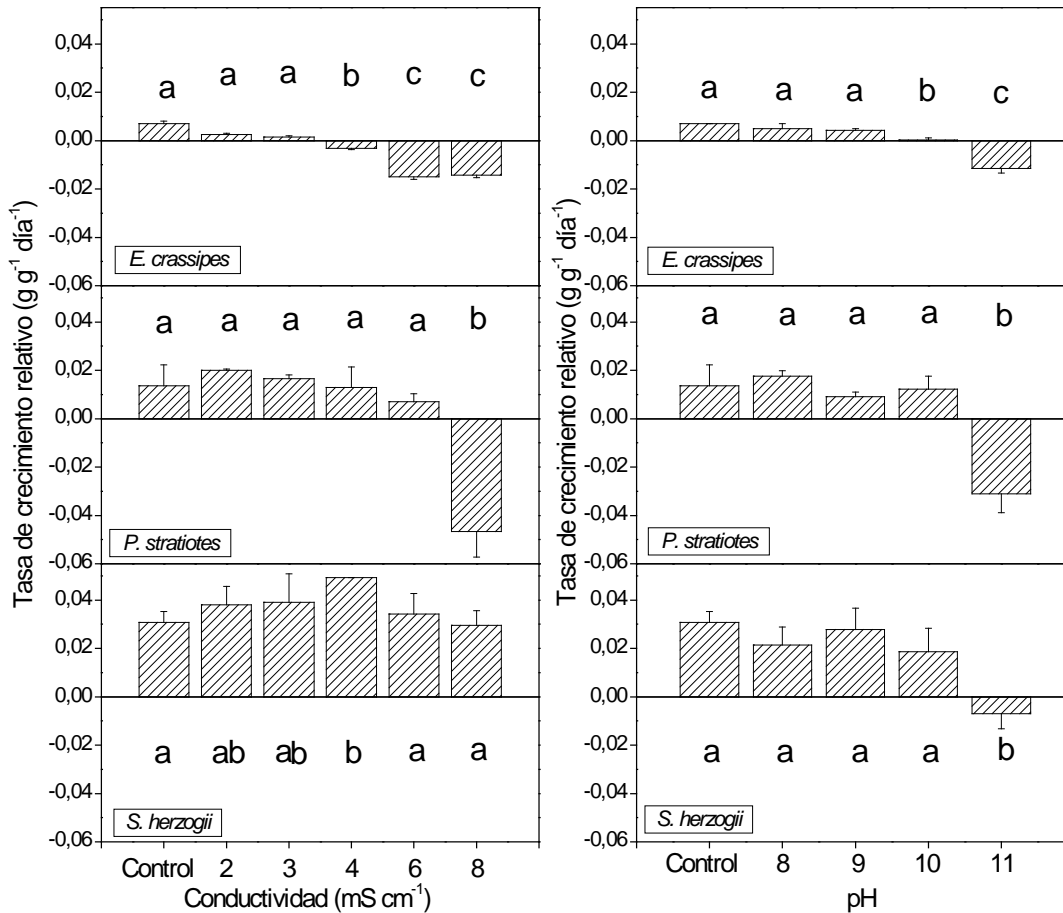


Fig. 1. Tasas de crecimiento relativo obtenidas en los experimentos con macrófitas flotantes. Diferentes letras representan diferencias estadísticamente significativas.

En las plantas colectadas en el wetland construido, la tasa de crecimiento no mostró diferencias significativas entre los tratamientos y el control (Fig. 2), demostrando su alta tolerancia a las condiciones

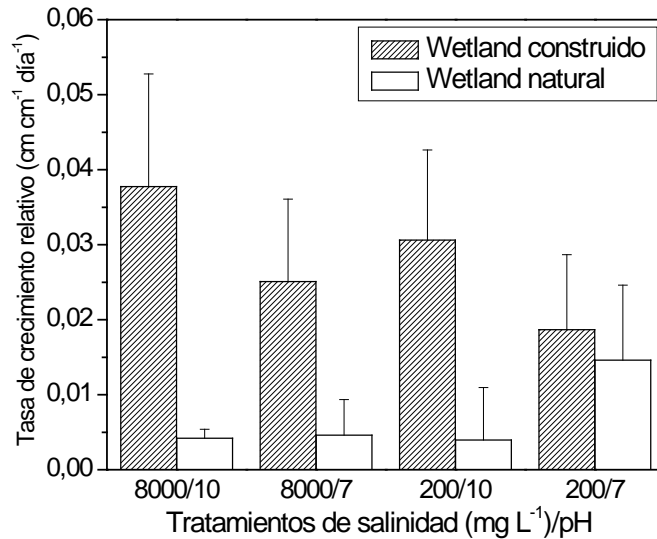


Fig. 2. Tasas de crecimiento relativo obtenidas en el experimento con *T. domingensis*.

del efluente. Mientras que las plantas provenientes del wetland natural mostraron tasas de crecimiento significativamente menores al ser expuestas a las condiciones de pH y salinidad imperantes en el wetland construido. Estos resultados indican la importancia de la adaptación de las macrófitas emergentes a las condiciones del wetland.

Por todo lo expuesto, la desaparición de las macrófitas flotantes del wetland se debió al efecto combinado de la salinidad y el pH. Las especies flotantes tienen sus raíces en contacto directo con el efluente mientras que las emergentes desarrollan sus raíces en el sedimento, donde los exudados de las raíces contribuyen a mantener un ambiente menos drástico en la rizósfera. *T. domingensis* mostró una mayor tolerancia que las especies flotantes convirtiéndose en la especie dominante del wetland. Por esta razón, es la especie más apropiada para el tratamiento de efluentes que posean elevados pH y salinidad y presenten metales en su composición, las cuales son características de muchos procesos industriales. Sin embargo, es de destacar la importancia de realizar una adecuada adaptación a las condiciones del efluente a tratar.

Bibliografía

Hadad, H.R., Maine, M.A., Natale, G.S., Bonetto, C. 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. Ecol. Eng. 31(2): 122-131.

Maine, M.A., Suñé, N., Lager, S.C. 2004. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. Water Res. 38: 1494-1501.

Para ambas experiencias, las plantas fueron aclimatadas durante el período de dos meses, para obtener un buen desarrollo del sistema radicular. En las experiencias se utilizaron reactores plásticos de 20 L, dispuestos por duplicado. Se utilizó un efluente real de lixiviado de relleno sanitario. El mismo se agregó en la parte superior en forma de lluvia, para simular los flujos de carga que son usualmente utilizados en este tipo de sistemas. Después de 24 hs se recogió el efluente por la canilla de la parte inferior del reactor.

Resultados

En la primera experiencia, el pH del efluente aumentó después del tratamiento, llegando a valores entre 6,8 y 7,1 en todos los tratamientos (Tabla 1). Se observó una disminución significativa de la conductividad en todos los tratamientos (de 15840 umho/cm a 9570-10120 umho/cm), mientras que en el control no se observó disminución. No se observaron diferencias entre los tratamientos con las distintas especies vegetales entre estos parámetros.

La DQO disminuyó satisfactoriamente. *T. domingensis* e *I. pseudacorus* mostraron los mayores valores de remoción. La DBO también disminuyó presentando *P. elephantipes* y *S. californicus* los mayores valores de remoción. El control no mostró disminución significativa de la DQO ni de la DBO.

El PRS y el PT disminuyeron satisfactoriamente en todos los tratamientos, entre un 30-90 % y entre 43-78 %, respectivamente. En el control también se observó una disminución significativa. Respecto a las especies nitrogenadas, luego del tratamiento, se observó una disminución significativa de nitrato y amonio, mientras que el nitrito presentó un aumento de concentración en la mayoría de los casos, lo que indicaría que se están produciendo procesos de nitrificación-denitrificación.

Tabla 1. Parámetros medidos en el efluente al inicio y fin de la Primera Experiencia

| Efluente | Tratamientos | | | | | | Control (sin plantas) |
|----------------------------|-------------------|-------------------|----------------------|--------------------|--------------------|-------|-----------------------------|
| | T. domingensis | I. pseudacorus | S. montevidiensis | P. elephantipes | S. californicus | | |
| pH | Inicial | 6,02 | | | | | |
| | Final | 7,10 | 6,90 | 7,03 | 6,92 | 6,85 | 7,49 |
| Conductividad | Inicial | 15840 | | | | | |
| | Final | 10120 | 9570 | 9700 | 9570 | 9980 | 15620 |
| DQO (mg/L O ₂) | Inicial | 238,2 | | | | | |
| | Final | 135,6 | 126,9 | 153,9 | 141,1 | 166,7 | 267,5 |
| DBO (mg/L O ₂) | Inicial | 35,1 | | | | | |
| | Final | 16,2 | 16,4 | 12,9 | 7,6 | 9,2 | 25,4 |
| PT (mg/L P) | Inicial | 0,377 | | | | | |
| | Final | 0,094 | 0,082 | 0,163 | 0,216 | 0,059 | 0,149 |

| | | | | | | | |
|-------------------------------------|---------|-------|-------|-------|------|-------|-------|
| PRS (mg/L P) | Inicial | 0,099 | | | | | |
| | Final | 0,061 | 0,066 | 0,083 | 0,01 | 0,042 | 0,071 |
| NH ₄ ⁺ (mg/L) | Inicial | 13,0 | | | | | |
| | Final | 1,12 | 1,97 | 1,3 | 2,04 | 1,36 | 10,63 |
| NO ₂ ⁻ (mg/L) | Inicial | 4,46 | | | | | |
| | Final | 4,94 | 6,2 | 8,4 | 8,27 | 4,8 | 6,2 |
| NO ₃ ⁻ (mg/L) | Inicial | 938,2 | | | | | |
| | Final | 555 | 550 | 571 | 569 | 569 | 882 |

Todas las especies estudiadas toleraron el lixiviado sin mostrar síntomas de toxicidad. Se comprobó la importancia de las plantas en este tipo de tratamiento, aunque la especie utilizada no influyó significativamente en la eficiencia del tratamiento, por lo que todas podrían ser potencialmente utilizadas. Para la segunda experiencia, se utilizó *I. pseudacorus*, ya que es una especie abundante en la zona y de alta productividad.

En la experiencia 2, el pH disminuyó tendiendo a la neutralidad (Tabla 2). La conductividad disminuyó significativamente en todos los tratamientos, el tratamiento con Leca mostró los mejores resultados.

La DQO disminuyó satisfactoriamente en todos los tratamientos sin mostrar diferencias significativas, excepto el tratamiento con piedra partida que mostró la menor remoción. La remoción de DBO fue menos eficiente de lo esperado, lográndose una disminución de alrededor de un 25%, no observándose diferencias significativas entre los tratamientos, excepto el tratamiento con piedra partida que mostró la menor remoción.

La remoción de PRS fue altamente eficiente (alrededor de 90%), excepto en el tratamiento con piedra partida que mostró la menor remoción, coincidiendo con los resultados anteriores.

La remoción de amonio fue satisfactoria, siendo de alrededor de 50%. El nitrito aumentó luego del tratamiento, como resultado de los procesos de nitrificación. El nitrato fue eficientemente removido, obteniéndose las mayores remociones en los tratamientos con Leca + Arena Fina y con Leca.

En función de los resultados observados, se puede concluir que los sustratos estudiados, excepto el de piedra partida, son eficientes para ser utilizados en wetlands subsuperficiales para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

Tabla 2. Parámetros medidos en el efluente al inicio y final de la Segunda Experiencia.

| Efluente | Tratamientos | | | | | | |
|----------|----------------|----------------------------|--|------|-----------------|--------------------------------------|------|
| | Piedra partida | Leca Arena Fina Leca | Leca Arena Gruesa Arena Fina Leca | | Piedra Arena | Partida Gruesa Fina Partida | Leca |
| pH | Inicial | 7,97 | | | | | |
| | Final | 7,69 | 7,51 | 7,56 | | 7,44 | 7,74 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|---------|---------|-------|-------|-------|-------|
| Conductividad (uS/cm) | Inicial | 5030 | | | | |
| | Final | 4210 | 4000 | 4030 | 3900 | 3550 |
| DQO (mg/L O ₂) | Inicial | 357,1 | | | | |
| | Final | 288,0 | 213,1 | 213,5 | 228,5 | 228,5 |
| DBO (mg/L O ₂) | Inicial | 48,5 | | | | |
| | Final | 39,8 | 34,6 | 34,1 | 35,1 | 35,3 |
| PRS (mg/L P) | Inicial | 2,886 | | | | |
| | Final | 1,247 | 0,268 | 0,524 | 0,546 | 0,698 |
| NO ₂ ⁻ (mg/L) | Inicial | < 0,005 | | | | |
| | Final | 2,96 | 0,81 | 1,45 | 2,48 | 3,44 |
| NO ₃ ⁻ (mg/L) | Inicial | 68,9 | | | | |
| | Final | 22,0 | 13,2 | 34,8 | 29,9 | 15,2 |
| NH ₄ ⁺ (mg/L) | Inicial | 365,7 | | | | |
| | Final | 177,3 | 176,1 | 192,7 | 165,7 | 193,0 |

Lectura plenaria

Importancia de las constantes cinéticas para el diseño de humedales de tratamiento bajo una condición climática en México

Armando Rivas-Hernández¹, Icela Dagmar Barceló-Quintal², Gabriela Eleonora Moeller-Chávez³

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Col. Progreso. Jiutepec, Mor. CP 62550, Tel. +52 777.329.36.00, e-mail: arivas@tlaloc.imta.mx; rivas.hz@gmail.com

²Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Av. San Pablo No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, CP 02200, Tel y Fax: +52 555.318.93.60 e-mail: ibarcelo@cablevision.net.mx

³Universidad Politécnica del Estado de Morelos (UPEMOR). Paseo Cuauhnáhuac No. 566, Col. Lomas del Texcal. Jiutepec, Mor. Tel. +52 777 229 3533. Gabriela.moeller@gmail.com

Palabras clave: Humedales, laguna, constante cinéticas, clima

Introducción

En México muchos sistemas convencionales que requieren energía eléctrica para su funcionamiento se encuentran fuera de operación debido principalmente, a la falta de recursos económicos y a la falta de personal bien entrenado. Ante la necesidad de encontrar nuevas alternativas tecnológicas para el tratamiento de aguas residuales, que sean sencillas en su operación y mantenimiento, y con bajos costos de tratamiento, los humedales tecnificados han incrementado su importancia a nivel internacional durante los últimos años, sin embargo los criterios de diseño existentes, que fueron obtenidos bajo condiciones climáticas, ambientales y sociales diferentes a las que se tienen en el país, conlleva a generar su sobredimensionamiento, lo que repercute en mayor demanda de terrenos y en un aumento de costos. Se obtiene en este estudio una constante cinética para una condición específica de clima templado, se muestra una comparativa con otras ecuaciones de diseño de uso frecuente, y se presentan las eficiencias de remoción de contaminantes de dos sistemas de tratamiento, los que se localizan en la ribera del lago de Pátzcuaro en la localidad de Cucuchucho en una región con clima templado.

Metodología

Se estudió la combinación de humedales de tratamiento y lagunas de maduración con el fin de obtener agua tratada que cumpla con la norma mexicana, con fines de protección de la vida acuática. Los sistemas están integrados por pretratamiento y tanque séptico; los sólidos del tanque séptico son conducidos hacia un humedal de flujo subterráneo vertical (HFV); el sobrenadante del tanque séptico, conjuntamente con el efluente del HFV se envía hacia el humedal de flujo subterráneo horizontal (HFSH), posteriormente se tiene una laguna de maduración, seguida de un segundo humedal de flujo subterráneo horizontal utilizado para reducir la concentración de biosólidos. Se realizaron 4 campañas de muestreo de 24 horas

continuas entre diciembre y marzo. Al inicio de las evaluaciones el sistema tenía dos años de operación. La frecuencia de muestreo fue de cada cuatro horas. Se generó una metodología para la obtención de las constantes. Para la elaboración de los cálculos de las constantes cinéticas se utilizaron los resultados de DBO₅, DQO, NT, PT, SST y CF, se presentan las variables citadas obtenidas durante el mes de noviembre en el humedal en dos módulos de construcción. Donde se utilizó la DBO₅, como parámetro del seguimiento cinético, según la ecuación:

$$c_f = c_i \text{Exp} \left[\frac{t_0 \ln(\text{proporción})}{t_a} \right]$$

siendo C_f la concentración relativa y C_i la concentración del contaminante por tramo o proporción, t_0 Concentración inicial al tiempo cero, t_a el tiempo acumulado relativo, la proporción corresponde a la proporción promedio, que incluye todos los organismos y microorganismos por no poder separar especies y cepas.

Resultados

Los resultados del comportamiento de la DBO durante las cuatro campañas de muestreo se muestran en la Figura 1. Los humedales fueron más eficientes en la remoción de DBO que las lagunas de maduración, no obstante el tanque séptico presentó la mayor reducción de este contaminante. La mayor parte de la DBO₅ que es removida en el humedal 2, el que se utiliza como un humedal de pulimento, básicamente está formada por la fracción particulada compuesta por algas, las que al ingresar al lecho no reciben la energía solar, con lo que se inhibe su crecimiento, mueren y pasa a formar parte de la materia orgánica disuelta, que es transformada en microorganismos y biomasa de hidrófitas.

Cabe señalar que las lagunas de maduración se diseñan básicamente principalmente para la eliminación de microorganismos patógenos (Pearson y Green, 1995) y solamente reducen una pequeña concentración de DBO₅, pero su contribución a la remoción de nitrógeno y fósforo es más significativa (Peña *et al.*, 2003).

La remoción de DBO₅, parámetro que conjuntamente con los SST son los más fáciles de remover, particularmente en los primeros metros del humedal, como lo señalan Kadlec y Knight (1996) y Vymazal y Kröpfelová, (2008).

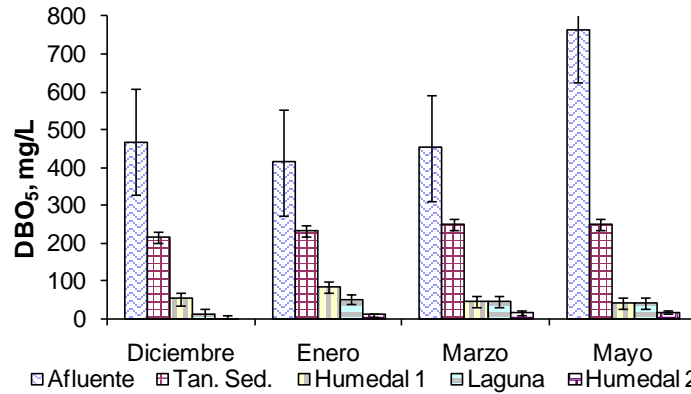


Figura 1 Concentración media de la DBO₅ en el sistema durante las cuatro campañas de muestreo.

Las concentraciones promedio de DBO₅ obtenidas a partir de las cuatro campañas de muestreo del afluente y el efluente del sistema fueron de 525.5 mg/L y 12.25 mg/L, respectivamente, un TRH teórico de 8.26 días y un caudal promedio de 0.54 L/s (47 m³/d). Las eficiencias de remoción de DBO, fue en promedio del 98%, 84% de NT, 65% de PT y 99.98% de CF, eficiencias que no obstante ser altas, no fueron suficientes para obtener la calidad del agua esperada. La carga superficial obtenida de DBO₅ fue de 15.7 g/m².d, fue sustancialmente mayor que la referida en otras experiencias, donde el tiempo de retención real fue menor que el teórico por la presencias de zonas muertas y flujos preferenciales. Se observó que la evapotranspiración en los humedales y lagunas osciló entre el 2 y 3%. Las constantes cinéticas fueron para una condición específica de clima en México, se presentan las Figuras 2 y 3. Con base en los datos reales se observa que la concentración de DBO₅ incrementó ligeramente a partir del décimo día. Los datos reales son ajustados en la curva exponencial, con lo que se obtiene la ecuación siguiente $y = 101.6e^{-0.105x}$ y una $R^2=0.9342$ para el módulo A. En la figura 3 para el módulo B $y = 85.45e^{-0.146x}$ y $R^2=0.9257$. En la Figura 4 se muestra una comparación del área requerida para el dimensionamiento de los humedales de tratamiento, con base en el criterio de remoción de DBO₅, mediante las ecuaciones de diseño de la EPA, Kadlec y la obtenida mediante este estudio.

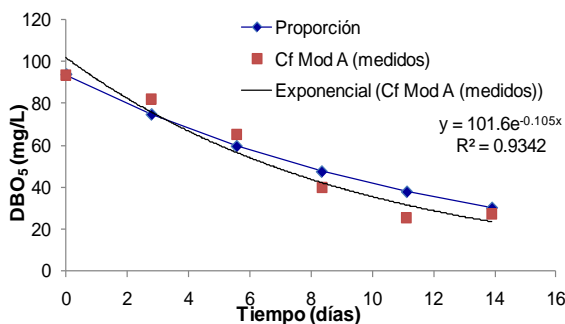


Figura 2: Cinética de la remoción de DBO₅ del módulo A con los resultados de la ecuación

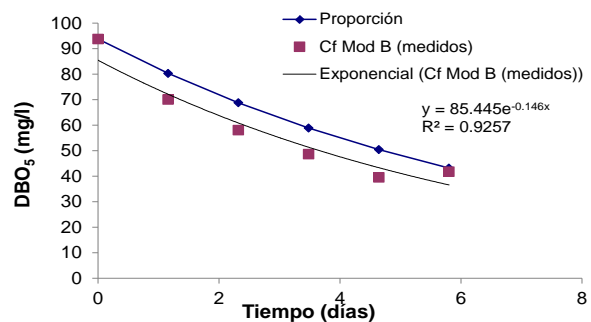


Figura 3: Cinética de la remoción de DBO₅ del módulo B con los resultados de la ecuación.

Se observa que de acuerdo con la ecuación de la EPA la concentración del fondo, que es de aproximadamente 10 mg/L, se puede obtener en un tiempo de retención cercano a los cuatro días; de acuerdo con Kadlec y Knigh (1996) el mismo valor se podría obtener en cinco días y mediante la ecuación de este estudio, que corresponde al valor real obtenido en campo, el tiempo es de 12 días, por lo que podría inferirse que con los dos primeros criterios de diseño se calculan valores subdimensionados.

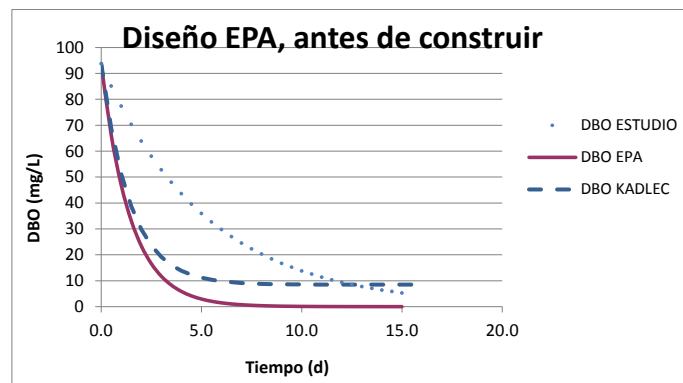


Figura 4: Comparativa del tiempo de retención requerido para la eliminación de DBO_5 mediante los criterios de diseño de Kadlec Y Knigh (1996), EPA y el obtenido en este estudio

Mediante este estudio queda evidenciada la importancia del uso de constantes cinéticas para condiciones específicas, así como el potencial de la combinación de humedales de tratamiento y lagunas de maduración para usos menos restrictivos, o bien para dar cumplimiento a la norma mediante un tratamiento biológico complementario.

Conclusiones

La combinación de humedales de tratamiento y lagunas de maduración constituyen una alternativa eficiente y viable para el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal, en donde el agua tratada pueda ser aprovechada para diversos tipos de reúso, acorde con las normas mexicanas.

Se concluye que con las ecuaciones actualmente existentes es factible sobredimensionar o subdimensionar los humedales de tratamiento en función de la constante utilizada, lo que denota un riesgo por la alta sensibilidad existente para el uso de las constantes.

Los resultados de este estudio aplican de manera específica para los sistemas aquí evaluados, bajo las condiciones particulares de su obtención (clima, granulometría, geometría de las unidades, ubicación de estructuras de entrada y salida, especies vegetales,

etc.), por lo que es necesario realizar nuevas investigaciones con el fin de obtener constantes que apliquen para condiciones específicas.

Referencias

Kadlec, R. & Knight, R. (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers. Boca Ratón. pp. 896.

Pearson, H. & Green, F. (1995). Waste stabilization ponds and the reuse of pond effluents. Pergamon.

Peña, M., Restrepo, I., Mara, D., & Gijzen, H. (2003). Aqua 2003. International Conference on Multiple Uses of Water for Life and Sustainable Development. WEMS. 11, pp. 204.

Vymazal, J, & Kröpfelová, L. (2008). Environment pollution 14. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. (Ed.) Springer pp. 566

Pósters

Zinc: sorción, estrés oxidativo y peroxidación lipídica en *Eichhornia crassipes*

C.I. González¹, J. Cazenave², M.A. Maine¹, G.C. Sanchez¹, P. Benavides³

¹Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral-CONICET. Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

²Instituto Nacional de Limnología, CONICET-UNL, Santa Fe, Argentina

³Departamento de Química Biológica, Ciudad de Buenos Aires, Argentina
biocesarivan@yahoo.com.ar

Palabras clave: Enzimas, Metal, Planta, Humedales,

Introducción

El rápido crecimiento de la producción industrial trajo como consecuencia el aumento del volumen de aguas residuales volcadas al ambiente acuático. Entre los diversos contaminantes, los metales pesados son de gran preocupación debido a su naturaleza persistente y bioacumulable. Los sistemas wetlands son una buena opción biotecnológica para su tratamiento. *Eichhornia crassipes* ha sido muy utilizada en humedales construidos para la eliminación de metales pesados (Delgado et al., 1993; Mishra et al., 2009; Chunkao et al., 2012; Smolvakov, 2012). Su capacidad de sorción es debido a su sistema de raíces denso fibroso, que proporcionan una amplia área superficial para la absorción, la adsorción y la fijación de microorganismos. Sin embargo la acumulación de estos metales pesados en las plantas puede causar cambios fisiológicos y bioquímicos.

El zinc es un micronutriente esencial para plantas, implicado en muchas funciones fisiológicas. Aun así, a altas concentraciones es un contaminante tóxico, induciendo estrés oxidativo y peroxidación lipídica. Estos daños fisiológicos y bioquímicos pueden resultar en una reducción del crecimiento y productividad de la planta, causando finalmente su muerte.

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar el efecto de la acumulación de zinc en *E. crassipes*. Las respuestas de los parámetros fisiológicos, el daño oxidativo y los cambios en la actividad de las enzimas antioxidantes se evaluaron en las raíces y parte aérea.

Metodología

Las macrófitas se obtuvieron de humedales naturales y se aclimataron durante una semana en laboratorio (en condiciones controladas de temperatura, humedad y luz). Los reactores experimentales contenían dos litros de agua y una planta. El zinc fue añadido para obtener concentraciones de 2, 4, 6 y 9 mg/L Zn. El estudio se llevó a cabo durante 3 días, el muestreo se realizó en períodos de 24, 48, 72 h. Los experimentos se realizaron por triplicado con un control en ausencia de zinc.

Se realizaron las siguientes determinaciones analíticas:

Determinación de metal en tejidos: USEPA, Method 200.2 Rev. 2.8 (1994).

Medición de la concentración de clorofila *a*, *b* y carotenoides: Arnon (1949) (modificado) y Wellburn (1994).

Determinación de peroxidación lipídica: concentración de malondialdehído (MDA), Heath y Packer (1968).

Determinación de la actividad enzimática de catalasa (CAT), guaiacol peroxidasa (GPX), superóxido dismutasa (SOD) y glutatión reductasa (GR): Maehly and Chance (1954) (modificado), Bergmeyer (1983), Beauchamp and Fridovich (1971) y Smith et al. (1988), respectivamente.

Resultados

De acuerdo con la Fig. 1, la acumulación de zinc aumentó dependiendo de la concentración y el tiempo de exposición tanto en la parte aérea como en raíz. Las más altas concentraciones de zinc se registraron en raíces (5,26 mg/g Zn para el tratamiento de 9 mg/l Zn a las 72 h).

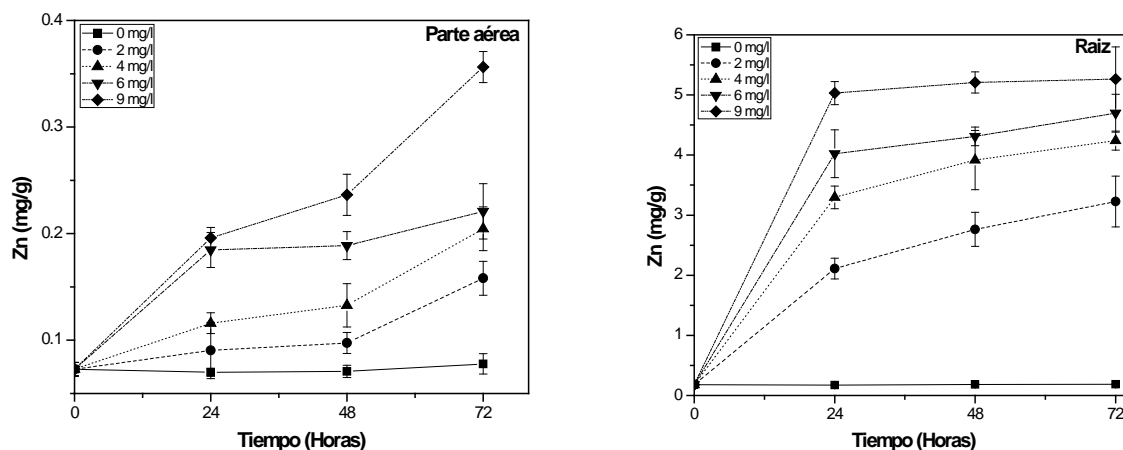


Fig. 1. Concentración de Zn en parte aérea (a) y raíz (b) de *E. crassipes* a diferentes concentraciones y tiempos de exposición.

En cuanto a los parámetros fisiológicos, no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de clorofila *a* para ninguno de los tratamientos, sí para clorofila *b*, con un aumento significativo a las 72 h en todos los tratamientos. La concentración de carotenoides aumentó significativamente en todos los tratamientos a las 72 h, lo cual estaría relacionado con la disminución significativa de MDA (indicador de peroxidación lipídica), por su acción antioxidante.

En parte aérea, las actividades enzimáticas de GPX, SOD y GR aumentaron significativamente durante las primeras 48 h. A las 72 h se observó un aumento significativo de las actividades enzimáticas de todas las enzimas solo para las

concentraciones de 2 y 4 mg/L de zinc, mientras que valores cercanos al control se observaron para las demás concentraciones.

En raíz, un aumento significativo de las actividades enzimáticas de GPX, SOD y GR fue observado en todas las concentraciones y tiempos de exposición. CAT tuvo un aumento significativo para los tratamientos de 2, 4 y 6 mg/l en los tres tiempos de exposición, mientras que presentó una disminución significativa de su actividad a los 9 mg/l. No fueron observados cambios en las concentraciones de MDA, en raíz.

Conclusiones

No se observaron cambios fisiológicos significativos, excepto el aumento de la concentración de carotenoides, el cual intervendría como defensa antioxidante. El aumento de la actividad de las enzimas antioxidante, en la parte aérea, permitió observar la presencia de un leve estrés oxidativo, el cual no produjo daños en el sistema fotosintético.

En raíz, un aumento de la actividad enzimática permitió establecer la presencia de un estrés oxidativo moderado, el cual no produjo daño a nivel de membranas lipídicas.

En cuanto a la apariencia externa de la planta, no se observaron daños. Las plantas pudieron tolerar satisfactoriamente la exposición a las diferentes concentraciones de zinc.

Bibliografía

Arnon, D.I. 1949. Copper enzyme in isolated chloroplasts: polyphenol oxidase in *Beta vulgaris*. Plant Physiol. 130:267-272.

Beauchamp, C.O., Fridovich, I. 1973. Isozymes of superoxide dismutase from wheat germ. Biochim. Biophys. Acta 317:50-64.

Bergmeyer H.U. 1983. Methods of Enzymatic Analysis, vol. I. VCH Weinheim, Germany.

Chunkao, K., Nimpee, C., Duangmal, K. 2012. The King's initiative using water hyacinth to removing heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. Ecol. Eng. 39: 40-52.

Delgado, M., Bigeriego, M., Guardiola, E. 1993. Uptake of zinc, chromium and cadmium by water hyacinth. Wat. Res. 27: 269-72.

Heath, R.L., Packer, L. 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. Arch. Biochem. Biophysics 125: 189-198.

Maehly, A.C., Chance, B. 1954. The assay of catalases and peroxidases. Methods Biochem. Anal. 1: 357-424.

Mishra, V.K., Tripathi, B.D. 2009. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). J. Hazard. Mat. 164(2-3): 1059-1063.

Smith, I.K., Vierheller, T.L., Thurne, C.A. 1988. Assay of glutathione reductase in crude tissue homogenates using 5,5'-dithiobis(2-nitrobenzoic acid). *Anal. Biochem.* 175: 408-413.

Smolyakov, B.S. 2012. Uptake of Zn, Cu, Pb, and Cd by water hyacinth in the initial stage of water system remediation. *Appl. Geochem.* 27: 1214-1219.

USEPA, 1994. Method 200.2: Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements. Rev. 2.8. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

Wellburn, A.R. 1994. The spectral determination of chlorophyll a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *J. Plant Physiol.* 144:307-313.

Humedales e información georreferenciada de estadísticas ambientales en mapa digital

G. A. de Lira, A. R. Ibelles

Instituto Nacional de Estadística y Geografía
Guillermo.delira@inegi.org.mx, alejandro.ibelles@inegi.org.mx

Introducción

La información geográfica se constituye como un elemento relevante para el estudio de la intervención humana sobre los recursos naturales y tener una visión del cómo se produce esta afectación, para lo cual las herramientas y las técnicas de los Sistemas de Información Geográfica son una parte importante al realizar análisis regionales que permiten identificar esta problemáticas así como alternativas de solución.

En este trabajo se presenta un análisis básico de la incidencia de dos elementos relevantes: la presencia de sitios de disposición final de residuos sólidos y de fuentes de captación de agua en zonas de humedales, utilizando la información geográfica de estos temas, obtenida durante los eventos 2011 y 2013 para los Módulos Ambientales de Agua Potable y Saneamiento y Residuos Sólidos Urbanos y la última versión de la cartografía de Humedales, información producida por el instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Metodología

Se realizó la sobreposición de las capas de información puntal de los módulos ambientales de Agua potable y Saneamiento y Residuos Sólidos Urbanos sobre la información de Humedales, con el objetivo de identificar y contabilizar los elementos que se ubican dentro de las zonas de humedales. Una vez sobrepuesta la información, se procedió a identificar y clasificar los casos que se consideraron relevantes en el sentido de conservación de los humedales. Posteriormente se aplicaron diversas técnicas de análisis espacial para identificar otro tipo de relaciones e interacciones entre este tipo de elementos, con el objeto de evaluar el impacto de estos sobre las zonas de humedales.

Resultados

Una vez realizado un análisis exploratorio de la información fue posible observar que existen fuentes de captación dentro de las zonas de humedales, en este caso, un total de 699 fuentes de captación de agua para abastecimiento de redes públicas, lo que va asociado a la presencia de asentamientos humanos próximos a estas zonas, en este ejercicio se destacó el Humedal de la Laguna de Términos, donde se ubican 318 fuentes de captación. Cabe señalar que la información utilizada se actualizará cada dos años para el caso de los elementos de los Módulos Ambientales.

Palabras clave: Humedal, fuente de captación, sitio de disposición final, sistema de información geográfica, análisis espacial.

Evaluación de las emisiones de metano provenientes de humedales de flujo subsuperficial que tratan aguas servidas a través de actividad metanogénica

D. López, D. Fuenzalida, I. Vera, K. Rojas y G. Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Barrio Universitario s/n, casilla 160-C, Concepción, Chile. Tel: 56 41 2661033. Fax: 56 41 2207076.
dlopez@udec.cl, glvidal@udec.cl

Palabras clave: agua servida, humedal de flujo subsuperficial, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus*, actividad metanogénica

Introducción

Los humedales construidos (HC) de flujo subsuperficial (HFSS) son efectivos en la eliminación de materia orgánica (75-95%). Particularmente, en los HFSS la degradación de la materia orgánica, es realizada principalmente por microorganismos anaeróbicos que representan el 94,7% de las reacciones bioquímicas (Vasudevan *et al.*, 2011). En humedales, la emisión de metano a la atmósfera, es el resultado neto de la producción (metanogénesis) y consumo (oxidación) del metano, donde la tasa de emisión se verá afectada por la condición de oxido-reducción, cantidad de sustrato, transpiración de las plantas y temperatura, entre otros (Grünfeld and Brix, 1999). Se ha encontrado que el metano puede ser oxidado en la interfase de los sitios anóxicos y óxicos de las raíces de las plantas (Wang *et al.*, 2013). Específicamente, el crecimiento de las raíces de las plantas altera el potencial de oxido-reducción (POR) de la grava, lo que resulta en un aumento del consumo del metano (Denier van der Gon y Neue, 1996;). Grünfeld y Brix (1999), encontraron que la presencia de macrófitas (*Phragmites australis*) atenúa la tasa de producción de metano en un 27%.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la actividad microbiológica anaeróbica mediante ensayos metanogénicos de dos especies de macrófitas; *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* con el fin de determinar producción de metano a lo largo de los HFSS.

Materiales y métodos

Influyente. Para la alimentación de los HFSS se utilizó agua servida proveniente de la comunidad de Hualqui, Concepción. El influente utilizado correspondió a un influente con pre-tratamiento (cámara de rejillas con separación de 20 mm y desarenador).

Características de los humedales. El sistema de humedales implementados correspondió a 4 unidades paralelas de HFSS, dos unidades plantadas con la especie de macrófita *Phragmites australis* y dos con *Schoenoplectus californicus*, de acuerdo a lo descrito por Rojas *et al.* (2013). La operación se realizó con un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) entre 3 y 9 d.

Actividad metanogénica. Se muestreó el material granular de las celdas en 3 puntos de monitoreo a lo largo del humedal (Zona A, Zona B y Zona C). La biomasa obtenida fue tratada de acuerdo a Morató *et al.* (2005). Los ensayos de actividad metanogénica se realizaron de acuerdo a Soto *et al.* (1993).

Métodos analíticos. Las caracterizaciones fisicoquímicas del influente y efluentes de cada humedal fueron realizadas quincenalmente para los parámetros: DQO, DBO₅ SST (sólidos suspendidos totales), SSV (sólidos suspendidos volátiles), según los protocolos de Standard Methods (APHA–AWWA–WPCF, 1998).

Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra la caracterización fisicoquímica del influente y efluentes para las distintas estaciones. La caracterización del influente, presentó valores de 294,8±55,8 mg/L de DQO, 267±128 mg/L de SST y 234,6±96 mg/L de SSV, consideradas típicas de aguas servidas domésticas (Henze *et al.*, 2002).

Se observó que las concentraciones de DQO de los efluentes (Figura 1b) de las celdas con *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* variaron de 80 a 140 y 75 a 135 mg/L, respectivamente en el período de verano a invierno de 2012, debido a que la carga orgánica superficial, aumento desde 4 g DQO/m²·día en verano 2012 a 8 g DQO/m²·día en invierno 2012 (Huang *et al.*, 2005). La eficiencia de eliminación, tanto de SST (Figura 1c) como de SSV (Figura 1d), muestran un aumento en las celdas desde un 80% en un inicio, a un 95% para invierno de 2012, logrando concentraciones de efluentes de SST y SSV menor a 20 y 15 mg/L, respectivamente.

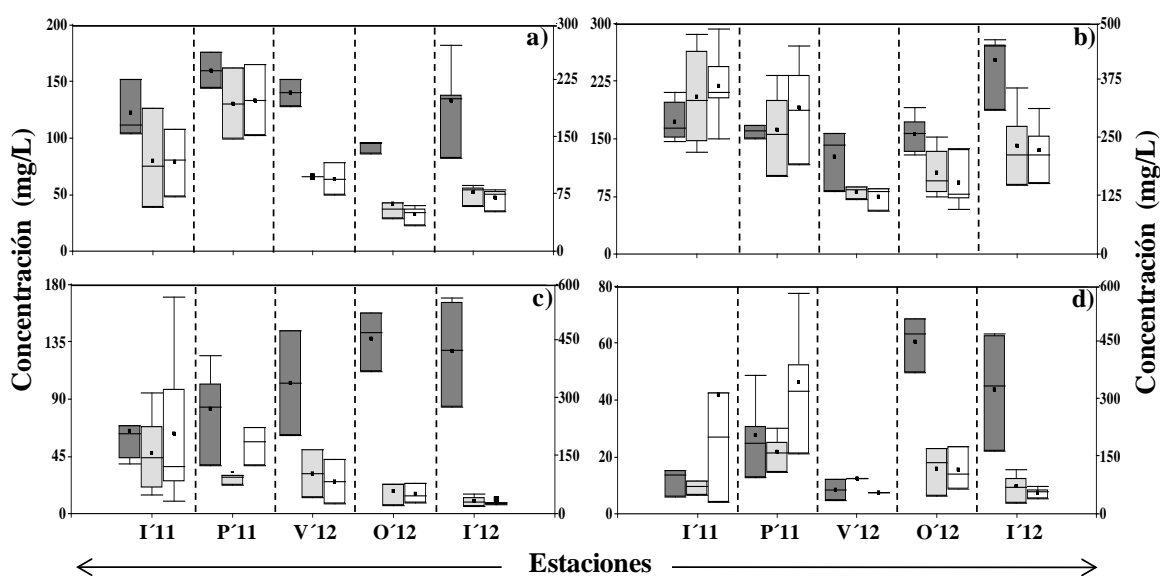


Figura 1. Concentración: a) DBO₅; b) DQO; c) SST; d) SSV. (■) Influyente; (▒) Efluente *Phragmites australis*; (□) efluente *Schoenoplectus californicus*. Eje Y concentración de efluentes y eje Z concentración de Influyente. I'11 (invierno 2011); P'11(Primavera 2011); V'12(Verano 2012); O'12 (Otoño 2012); I'12 (Invierno 2012).

En la tabla 1 se presentan las producciones de metano y consumo de DQO asociado a las conversiones de materia orgánica medida como DQO. Para la especie *Phragmites australis* la producción de CH₄ fue de 4366 mg CH₄/m²·día la eliminación de 5042 mg CH₄/m²·día, respecto a la especie *Schoenoplectus californicus*. La Zona B presenta 9,7% más metano que la zona A para ambas especies y 36 % más que la zona C para *Schoenoplectus* y 23% más para *Phragmites*. Estas diferencias, se pueden relacionar con el desarrollo y crecimiento de biomasa en la zona de entrada y media de las celdas debido a una mayor disponibilidad de sustratos orgánicos (Hutňan *et al.*, 1999).

Tabla 1. Producción de metano y consumo de DQO en los humedales en las distintas zonas.

| HFSS | Zona | Producción de metano (mg CH ₄ /m ² ·día) | Consumo específico de (g SSV·día) | DQO/g | Consumo de DQO (g DQO/día) | Consumo de DQO (%) |
|--------|------|--|-----------------------------------|-------|----------------------------|--------------------|
| HSS-Sc | A | 1976.02±335 | 0.03±0.01 | | 12.13 ± 1.96 | 32.47 |
| | B | 2466.29±1209 | 0.05±0.03 | | 15.13 ± 7.43 | 40.52 |
| | C | 600.59±105 | 0.03±0.01 | | 3.69 ± 0.65 | 9.87 |
| HSS-Ph | A | 1508.17±586 | 0.07±0.03 | | 9.26 ± 3.06 | 24.78 |
| | B | 1932.38±409 | 0.09±0.02 | | 11.86 ± 2.52 | 31.75 |
| | C | 926.16±450 | 0.04±0.02 | | 5.68 ± 2.77 | 15.22 |

Conclusiones

Las eficiencias de eliminación de materia orgánica y sólidos en los humedales han presentado un aumento paulatino, lo cual puede estar influenciado por procesos de maduración y establecimientos de consorcios microbianos degradativos. Debido a la actividad metanogénica evaluada se puede indicar que los humedales en este grado de madurez podría producir entre 4366 mg CH₄/m²·día a 5042 mg CH₄/m²·día, de acuerdo a la operación realizada.

Agradecimientos. Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural” y CONICYT/FONDAP/15130015.

Referencias

American Public Health Association (APHA) (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater 20th Ed. Washington D.C.

Denier van der Gon, H., Neue, H-U. (1995) Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field, *Global Biochem CY*, 9: 11-22.

Grünfeld, S. & Brix H. (1999) Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aqua Bot*, 64: 63-75.

- Henze M., Harremoës P., LaCour Jansen J. and Arvin E. (2002). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer, Heidelberg, Germany.
- Huang, Y., Ortiz, L., Aguirre, P., García, J., Mujeriego, R. & Bayona, J. (2005). Effect of design parameters in horizontal flow constructed wetland on the behaviour of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides. *Chemosphere*, 59(6), 769–77.
- Hutňan, M., Mrafková, L., Drtil, M. & Derco, J. (1999). Methanogenic and nonmethanogenic activity of granulated sludge in anaerobic baffled reactor. *Chemical Pap*, 53(6), 374-378.
- Morato, J., Codony, F. & Mas, J. (2005). Utilization of a packed-bed biofilm reactor for the determination of the potential of biofilm accumulation in water systems. *Biofouling*, 21, 151-160.
- Rojas, K. Vera, I. and Vidal, G. 2013. Influence of season and species *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* on the removal of organic matter and nutrients contained in sewage wastewater during the start up operation of the horizontal subsurface flow constructed wetland. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia* 69(12) 230-240.
- Soto, M., Méndez, R. & Lema, J. (1993). Methanogenic and non-methanogenic activity test. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res*, 27(8), 1361-1376.
- Vasudevan, P., Griffin, P., Warren, A., Thapliyal, A. & Tandon, M. (2011) Localized domestic wastewater treatment: Part I - constructed wetlands (an overview). *J Scien Ind Res*, 70: 583-594.
- Wang, Y., Yang, H., Ye, C., Xie, B., Huang, C., Zhang, J. & Xu, M. (2013) Effects of plant species on soil microbial processes and CH₄ emission from constructed wetlands. *Environ Pollut*, 174: 273-278.

Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas

G. Morales¹, D. López¹, I. Vera^{1,2} y G. Vidal¹

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales & Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

²Universidad Arturo Prat, Casilla 121, Iquique, Chile y Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos CIDERH, Iquique, Chile.
glvidal@udec.cl / gabmorales@udec.cl

Palabras clave: Aguas servidas, humedales construidos, materia orgánica, nutrientes, plantas ornamentales.

Tópico: Sistemas de humedales para el mejoramiento de la calidad del agua

Resumen

Los humedales construidos (HC) son una tecnología no convencional para el tratamiento de aguas servidas. Actualmente, la aplicación de estos sistemas se encuentra en crecimiento en todo el mundo, debido a sus bajos costos de inversión (0.0035 M\$/hab), consumo energético mínimo (0,1 Kw-h/m³), simplicidad de operación, ya que requieren un corto tiempo de trabajo de operarios (0,6 h/d), baja generación de lodos y la provisión hábitat para la vida silvestre que ofrecen (García *et al.*, 2001; García *et al.*, 2004; Tanner, 2006; Vera *et al.*, 2011; Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Sin embargo, las principales investigaciones, se han centrado en la funcionalidad de macrófitas comunes, tales como, *Phragmites* spp., *Typhas* spp., *Schoenoplectus* spp., entre otras. Por otro lado, se ha recomendado la utilización de especies ornamentales como, *Zantedeschia aethiopica*, *Canna* spp., e *Iriss* spp., sin que cambie la eficiencia de depuración del sistema (Zurita *et al.*, 2011).

El objetivo de este trabajo es evidenciar la potencialidad de depuración de HC plantados con especies ornamentales, para la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en las aguas servidas.

Como metodología de trabajo, se planteó una revisión de la bibliografía existente, considerando una futura aplicación de esta tecnología en Chile, teniendo en cuenta que no existe una definición de tecnología para el tratamiento de aguas servidas en áreas de baja densidad poblacional.

Los estudios indican que las plantas ornamentales han mostrado una eficiencia de eliminación de materia orgánica medida como DBO₅ (Demanda Biológica de Oxígeno) entre 70-93%, de NT (Nitrógeno Total) de 45-73% y PT (Fósforo Total) de 40-60%. Dichas eficiencias alcanzan valores similares a los reportados para macrófitas comunes, con

eliminaciones de hasta 95% para DBO₅ y 60% para NT y PT (Konnerup, 2009, Zurita *et al.*, 2006).

En particular, se ha estudiado la utilización de las especies ornamentales, *Zantedeschiaaethiopica* (Cala), *Strelitziaereginae* (Ave del paraíso), *Anthuriumandraenum* (Flor de flamenco), *Agapanthusafricanus* (Agapanto) y *Hemmerocallismdumortieri* (Lirio de día), en humedales de flujo subsuperficial horizontal (HSS) y vertical (VSS) a escala de laboratorio, obteniéndose eficiencias de eliminación de 74, 73 y 70%, para DBO₅, NT y PT, respectivamente. Asimismo, en sistemas HSS y VSS a escala piloto que utilizaron tres de estas especies, las eliminaciones promedio fueron de hasta 80,52 y 50% para DBO₅, NT y PT, respectivamente (Zurita *et al.* 2009).

Se documentó que las especies *Heliconia psittacorum* (Platanillo) y *Cannageneralis*, tuvieron un buen desarrollo durante el tratamiento de aguas servidas, presentando, lossistemas con *Cannageneralis*, alta eliminación de nutrientes, con valores de 31-43 y 26-44% para NT y PT, respectivamente, en comparación con sistemas con *Heliconiapsittacorum* que mostraron eficiencias de 6-22 y 4-22% para NT y PT, respectivamente (Konnerup, 2008). Asimismo, *Cyperuspapyrus* (Papiro egipcio), registró eficiencias de eliminación de DBO₅ de entre 86 y 93% (Erina, 2012).

Adicionalmente, se han implementado HC a escala real, obteniéndose como ventaja el mejoramiento paisajístico. Se utilizó, *Canna*, *Heliconia* y *Papyrus*, registrándose valores de efluentes de 25 mg/l para DBO₅ y 11 mg/l para PT (Brixet *al.*, 2011). De igual manera, sistemas de VSS fueron plantados con especies comunes y ornamentales, entre ellas, *Irispseudacorus* alcanzándose eliminaciones de hasta 20 y 44% para NT y PT, respectivamente (Xie *et al.*, 2011).

Adicionalmente al rendimiento alcanzado en sistemas con especies ornamentales, las principales ventajas de estas plantas son, su valor estético en relación a las macrófitas comunes y su potencial valor de comercialización debido a la extracción de sus flores (Konnerup, 2008; Belmont *et al.*, 2003 Belmont *et al.*, 2004). De esta manera, la viabilidad de aplicación de esta tecnología en países en desarrollo es potencialmente grande (Kivaisi, 2001).

En conclusión, los HC con plantas ornamentales pueden, realizar un tratamiento eficiente de las aguas servidas, entregar un valor estético al entorno y proporcionar beneficios económicos para su mantención, a la población rural, a través de la producción de flores comercializables. Sin embargo, no existen estudios que evalúen diferentes latitudes de la tierra, así como las diferentes estacionalidades, considerando el clima de Chile, para una futura implementación de estos sistemas en el país.

Agradecimientos

Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural” y CONICYT/FONDAP/15130015.

Referencias

- Belmont, M., Metcalfe, C. (2003). Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschiaaethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenoethoxylate surfactants—a laboratory-scale study. *Ecological Engineering* 21:233-247.
- Belmont, M., Cantellano, E., Thomps, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23, 299-311.
- Brix, H. (1995). Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology* 30, 209-223.
- Brix, H., Koottatep, T., Fryd, O., Laugesen, C. (2011). The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi—System design and lessons learned during implementation and operation. *Ecological Engineering*, 37, 729-735.
- Erina, R., Wiyono, E. (2012). Domestic wastewater treatment using constructed wetland as a development strategy of sustainable residential. *International Conference on Environment, Energy and Biotechnology (IPCBEE)*, 33, 110-115.
- García J. Mujeriego R., Obis J.M. Y Bou, J. (2001). Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region). *WaterPolicy* 3(4), 341-350.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, 38(7), 1669-1678.
- Kivaisi, A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16, 545-560.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, 35, 248-257.
- Tanner, C., Champion, P., Kloosterman, V. (2006). New Zealand constructed wetland planting guidelines. National Institute of Water and Atmospheric Research report published in association with the New Zealand Water & Wastes Association, pp 26.
- Vera, I., García, J., Sáez, K., Moraga, L., Vidal, G. (2011). Performance evaluation of eight years experience from constructed wetlands systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37, 364-371.
- Vymazal, J., Y Kröpfelová, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Environmental Pollution* 14. Springer, Heidelberg: Springer, pp 566.

Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674, 133-156.

Xie, X., He, F., Xu, D., Dong, J., Cheng, S., Wu, Z. (2011). Application of large-scale integrated vertical-flow constructed wetland in Beijing Olympic forest park: design, operation and performance. *Water and Environmental Journal* 26, 100-107.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M. (2006). Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41, 410-417.

Zurita, F., Belmont, M., De Anda, J., Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschiaaethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 33, 110-118.

Zurita, F. De Anda, J., Belmont, M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 861–869.

Zurita, F. Belmont, M., De Anda, J., White J. (2011). Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water, Science and Technology*, 63(4), 654-65.

Evaluación de la cáscara de naranja como bioadsorbente para la remoción de carbamazepina en medio acuoso.

M. A. Macías¹, A. Tejeda¹, Z. López², F. Zurita¹.

¹Laboratorio de Calidad Ambiental. Centro Universitario de la Cienega. Universidad de Guadalajara, México.

²Laboratorio de Biología Celular. Centro Universitario de la Cienega. Universidad de Guadalajara, México
iqmacias_michelle@hotmail.com

Introducción

En los últimos años los compuestos farmacéuticos se han convertido en un tipo de contaminante que ha llamado la atención de los científicos, debido a su generación excesiva. Se han detectado en aguas superficiales, subterráneas y en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en concentraciones de partes por billón (ppb) (Kummere, 2001; Tixier, *et al.* 2003; Clara, 2004). La carbamazepina (CBZ) es un antiepiléptico ampliamente utilizado cuyo consumo global se estima en alrededor de 1014 toneladas por año (Zhang 2008). Es uno de los farmacéuticos encontrados con mayor frecuencia en los sistemas acuáticos (Zhang 2008) por su baja biodegradabilidad a bajas concentraciones; se cataloga como no biodegradable y recalcitrante.

Entre las tecnologías evaluadas para la remoción de la CBZ destaca las de oxidación avanzada, ozonización y adsorción por carbón activado. En general, estas tecnologías se consideran de alto costo. Uno de los procesos alternativos de bajo costo evaluados recientemente para la remoción de diversos contaminantes del agua como metales pesados, colorantes e incluso algunos fármacos (Som Shankar, *et al.*, 2012; Zhanguang Liu *et al.* 2013) es la bioadsorción. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es estudiar la cáscara de naranja (CN) como bioadsorbente para la remoción de CBZ mediante la obtención de isotermas de adsorción; debido a que se ha considerado emplear bioadsorbente como sustratos en los humedales construidos para mejorar la remoción de compuestos farmacéuticos.

Materiales y métodos

Para la preparación del bioadsorbente, se recolectó (CN), se limpió y lavó con agua destilada, se cortó en pequeños piezas para su secado en horno en un rango de 50 a 60 ° por 48 h. Posteriormente se trituró en mortero hasta obtener un tamaño de partícula de 500 < 250 micrómetros y se almacenó en un desecador para su posterior uso.

Para la caracterización del bioadsorbente se determinaron los principales grupos funcionales en FTIR, se obtuvo la distribución de poros mediante la fisisorción con N₂, por último se determinó la amorficidad o cristalinidad por medio de la técnica difracción de rayos x.

Se utilizó carbamazepina de la marca Sigma-Aldrich. Se preparó una solución de 200 µg/L. El estudio se llevó a cabo en matraces de 200 ml, colocando diferentes cantidades del bioadsorbente (0.01g, 0.02g, 0.05g, 0.1g 0.5g 0.6g), en 100 mL de solución; se ajustó el pH a 5 con H₂SO₄ y NaOH a 0.1 N, se agitaron durante 10 h a 360 rpm, 2h de sedimentación a 20°C, se extrajo el sobrenadante con pipeta, se filtró en papel Whatman 41. Para el análisis cuantitativo se llevó a cabo una extracción líquido-líquido utilizando cloruro de metileno. Se cuantifico la concentración de equilibrio por HPLC. Se emplearon los modelos de Freundlich (1) y Langmuir (2) para la obtención de las isothermas de adsorción.

$$\text{Log}q = \text{log}kf + \frac{1}{n} \text{log}ce \quad (1) \quad \frac{ce}{q} = \frac{1}{ab} + \frac{1}{aCe} \quad (2)$$

Dónde: q es la relación masa de adsorbato por gramo de adsorbente mg/g, ce es la concentración de equilibrio Kf y n son constates. La Kf constante de Freunlich (mg^{1-1/n} L^{1/n} g⁻¹) está en función de energía de adsorción y temperatura, n determina la intensidad de la adsorción; a es la capacidad de adsorción de la monocapa mg/g, b es la constante de adsorción de Lagmuir.

Resultados

En el análisis de fisisorción se encontró que la estructura de la cáscara de naranja está compuesta por microporos y mesoporos, lo que incrementa su potencial como bioadsorbente. Además, el patrón de difracción (Fig. 2) confirma este potencial al reportar una estructura amorfa. Con respecto a los espectros FTIR, se observa que hay interacción entra la cáscara de naranja y la carbamazepina. Ya que hubo cambio en las bandas de los diferentes grupos funcionales que conforman a la cáscara de naranja. (disminución de OH , y ausencia del resto de grupos funcionales).

Finalmente, se encontró que el modelo de isoterma de Freundlich fue el que mejor se ajustó al proceso de adsorción. La R² fue de 0.779, una n de 0.3792 y una Kf de 0.0005 E-3 mg^{1-1/n} L^{1/n} g⁻¹.

Conclusiones

La caracterización de la cáscara de naranja permitió confirmar su potencial como bioadsorbente.

Similar a otros bioadsorbentes, la isoterma de Freunlich fue la que se ajustó a la bioadsorción de carbamazepina en cáscara de naranja.

Estos avances permiten afirmar que es posible utilizar la cascara de naranja como bioadsorbente para la remoción de carbamazepina.

References

Clara, M. Strenn, B. Kreuzinger, N. (2004) Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration, *Water Res.* 38 947-954

Kuummerer, K. (2001) Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources- a review. *Chemosphere* 45 957-969.

Som Shankar Dubey y Battula Sreenivasa Rao (2012) Removal of Dyes and Heavy Metals by using low cost adsorbents – A review. *Journal of pharmacy* 5(1), 461-470.

Tixier, C. Singers, H. Oeller, S Muller, S. (2003) Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac ibuprofen and naproxen in surface waters, *Environ. Sci. Technol.* 37 1061-1068.

Zhang Y., GeiB`Yen, S.U Gal. C. (2008) Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies, *Chemosphere* 73: 1151-1161.

Zhanguang Liu, Xuefei Zhou, Xiaohua Chen, Chaomeg Dai, Juan Zhang, Yalei Zhang (2013) Biosorption of clofibric acid and carbamazepine in aqueous solution by agricultural waste rice Straw. *Journal of Environmental Sciences* 25 (12) 2384-2395.

Eficacia de la plata coloidal para el control de biopelícula en líneas de agua de unidades dentales

G. L. Manzanares¹, N. M. Montiel², S. G. M. E. del Real³, R. I. Flores⁴, Á. Visoso⁵

¹Cirujano dentista, estudiante de segundo año de la maestría en ciencias odontológicas, Centro de investigación y estudios avanzados en odontología, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM).

²Doctora en odontología, coordinadora de planeación de la Facultad de Odontología de la UAEM, investigadora del centro de investigación y estudios avanzados en odontología, UAEM.

³Maestra en ciencias de la salud, coordinadora de posgrado del centro de investigación y estudios avanzados en odontología, UAEM.

⁴Maestra en Docencia y Administración en la Educación Superior, jefa del departamento de RPBI, Facultad de Odontología, UAEM.

⁵Doctor en Ciencias de la Salud Pública, investigador del centro de investigación y estudios avanzados en odontología, UAEM.

glml20@hotmail.com, montiel74@hotmail.com, maru_email05@yahoo.com,
floch70@yahoo.com.mx, avisosos@uaemex.mx

Introducción

En odontología, los sistemas de agua presentes en las unidades dentales constituyen un medio adecuado para la formación de biopelículas, por lo que diversos estudios (Barbeau, et al., 1997; Uzel, et al., 2008; Pasquarella, et al., 2012) han reportado que éstas presentan altas concentraciones de bacterias como *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila* e incluso enterobacterias, responsables de infecciones de vías respiratorias y aparato digestivo, esta situación cobra importancia al entender el uso esencial del agua para la operación de las piezas de mano de alta velocidad y para el enfriamiento de las superficies dentales sometidas a tratamiento odontológico, lo cual conlleva un alto potencial de dispersión de agentes infecciosos en aerosol. Para controlar esta fuente de contaminación la Asociación Dental Americana (ADA) y los centros para el control y prevención de enfermedades (CDC), han sugerido una norma específica para el agua de las unidades dentales de no más de 200 Unidades Formadoras de Colonias por mililitro (UFC/ml) (ADA, 1999) y la iniciativa de la Organización para la Seguridad, Asepsia y Prevención (OSAP), puntualiza que se debe usar la purga de las líneas de agua como un medio mecánico para controlar la biopelícula, pero que es preciso pensar en la adición de un antimicrobiano que junto con el arrastre producido por la purga, en teoría proporcionaría una disminución del recuento total de bacterias existentes en el mismo (OSAP, 2000).

Esta investigación, por lo tanto, se centró en evaluar la eficacia antimicrobiana de la plata coloidal para el control de la formación de biopelícula en líneas de agua de alta velocidad de unidades dentales, en comparación con gluconato de clorhexidina y con el uso de agua filtrada, con el fin último de encontrar un método que garantice la inocuidad bacteriana del agua de salida de la pieza de mano de alta velocidad, con lo que se ayudara a proteger la salud del paciente, la del odontólogo y mejorar así la calidad del medio ambiente en el que se desenvuelve el personal de atención bucodental.

Materiales y métodos

Fueron seleccionadas tres clínicas de la Facultad de Odontología de la Universidad Autónoma del Estado de México, de las cuales se tomó una muestra aleatoria de 35 unidades dentales (Adec, Oregon, E.U.A.). Se realizó un diseño experimental, de tipo cruzado, por lo que cada unidad dental recibió tres tratamientos: agua filtrada, agua filtrada con plata coloidal (0.38% (Microdyn, Tavistock Holding AG, Suiza) y agua filtrada con gluconato de clorhexidina (0.12% Paroex, Gum, Sant Just Desvern, Barcelona). Cada uno con una duración de cuatro semanas. Al finalizar cada periodo, las mangueras de alta velocidad fueron retiradas de las unidades dentales y en un medio aséptico se seccionaron para tomar una muestra de la biopelícula de las porciones anterior, media y posterior, las cuales se sembraron en agar nutritivo y agar dextrosa Sabouraud con incubación a 36°C por 24hrs y agar BCYE α incubadas a 37°C por un periodo de 10 días con revisión diaria y posterior corroboración en agar sangre. Después de ello se realizó el conteo de UFC/ml, se identificaron colonias típicas, se realizó tinción de Gram y pruebas bioquímicas de catalasa, coagulasa e Indol.

El análisis estadístico fue hecho a través del paquete SPSS versión 21. Se obtuvieron medidas descriptivas y se realizó una prueba ANOVA con posterior comparación por pares mediante el test de Bonferroni.

Resultados

La primera fase, correspondiente al uso de agua filtrada y purga, mostró en las tres porciones analizadas medias superiores a 800UFC/ml. El tratamiento con plata coloidal expuso medias inferiores a 45UFC/ml y mediante el tratamiento con gluconato de clorhexidina se obtuvieron medias superiores a 270UFC/ml (tabla 1).

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de Unidades Formadoras de Colonias por mililitro encontradas en líneas de agua de alta velocidad por porción de manguera y por tratamiento

| Tratamiento | Porción de manguera | N | Mínimo | Máximo | Media | Desviación típica |
|---------------------------|---------------------|----|--------|--------|-------|-------------------|
| Agua filtrada | Anterior | 35 | 425 | 1120 | 936 | 177 |
| | Media | 35 | 450 | 1100 | 986 | 101 |
| | Posterior | 35 | 400 | 1015 | 897 | 213 |
| Plata coloidal | Anterior | 35 | 0 | 220 | 30 | 64 |
| | Media | 35 | 0 | 250 | 45 | 78 |
| | Posterior | 35 | 0 | 210 | 31 | 62 |
| Gluconato de clorhexidina | Anterior | 35 | 0 | 900 | 270 | 311 |
| | Media | 35 | 0 | 1050 | 317 | 351 |
| | Posterior | 35 | 1 | 1200 | 456 | 404 |

En aquellas mangueras tratadas con agua filtrada, los microorganismos que se encontraron fueron por orden de frecuencia: Streptococcus spp, Legionella pneumophila, Staphylococcus spp, Lactobacillus spp, Escherichia coli, Pseudomona aeruginosa y

Candida albicans. Mediante el uso de Gluconato de clorhexidina, se alcanzó la eliminación de *Escherichia coli* y *Pseudomona aeruginosa*, así como de *Candida albicans*, no así de *Legionella pneumophila*. Después del tratamiento con plata coloidal se logró la eliminación total de los patógenos oportunistas: *Legionella pneumophila*, *Escherichia coli* y *Pseudomona aeruginosa*. Al mismo tiempo se redujo la presencia de *Streptococcus spp.*, *Staphylococcus spp.* y *Lactobacillus spp.* (Figura I).

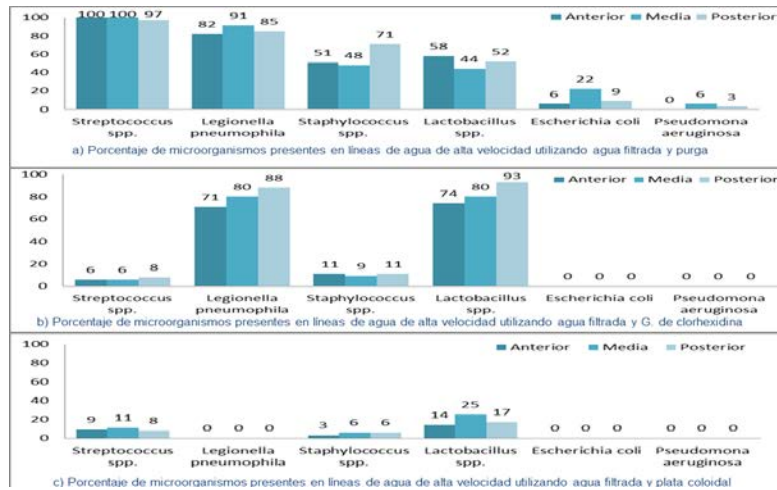


Figura I: a) porcentaje de microorganismos utilizando agua filtrada y purga, b) Porcentaje de microorganismos utilizando gluconato de clorhexidina, c) porcentaje de microorganismos utilizando plata coloidal

Mediante el test de Bonferroni para comparación de medias por pares, resultaron significativas las diferencias entre los tres tratamientos: plata coloidal y agua filtrada ($p < 0.01$), clorhexidina y agua filtrada ($p < 0.01$) y plata coloidal y clorhexidina ($p < 0.01$).

Discusión

Se demuestra que el uso exclusivo de agua filtrada y purga es una técnica deficiente para el control de biopelícula.

La plata coloidal demostró ser eficaz para reducir la cantidad de UFC/ml en el 99% de las unidades dentales por debajo de lo establecido por la ADA y aunque no ha sido utilizada en este ramo de la odontología, existe evidencia de su eficacia en ámbitos similares (Nawaz, et al., 2013). Resultados de otros estudios (Feng, et al., 2000; Silvestry-Rodriguez, et al., 2007) coinciden con el producto de esta investigación donde la plata coloidal mostró especial eficacia respecto a la eliminación de microorganismos patógenos oportunistas.

Con relación al uso del gluconato de clorhexidina, contrastando con otros resultados publicados (Meiller, et al., 2001, Epstein, et al., 2002), en el presente examen, su uso continuo no logró reducir los niveles de colonias para cumplir satisfactoriamente con los parámetros propuestos, ni eliminó patógenos oportunistas tan importantes como *Legionella pneumophila*, más bien, se mostró selectivo al eliminar *Streptococcus spp.* en una mayor proporción.

De manera consecuente a todo lo abordado, puede pronosticarse que el rápido crecimiento científico y tecnológico actual llevará a largo plazo al diseño de unidades dentales con líneas de agua elaboradas con materiales que inhiban la producción y establecimiento de biopelículas, y a la compra de las mismas con la consecuente actualización de los consultorios y clínicas dentales, sin embargo, en el corto plazo se requiere de desinfectantes eficaces que promuevan el cumplimiento de las normas y logren reducir el riesgo de infección.

Conclusiones

La plata coloidal redujo a menos de 45 UFC/ml.

Mediante su uso se logró la eliminación total de patógenos oportunistas.

Los resultados obtenidos en este estudio pueden proporcionar datos sólidos respecto a la utilización de la plata coloidal como un antimicrobiano de alta disponibilidad, no tóxico y eficaz para mejorar la calidad del medio ambiente clínico dental.

Palabras clave: biopelícula, plata coloidal, salud ocupacional

Referencias

ADA Council on Scientific Affairs, Dental unit waterlines: approaching the year 2000. JADA 1999;130(11):1653-64.

Barbeau J, Nadeau C. Dental unit water line microbiology: a cautionary tale. J Can Dent Assoc 1997; 63:775-9.

Epstein JB, Dawson JR, Buivids IA, Wong B, Le ND. The effect of a disinfectant/coolant irrigant on microbes isolated from dental unit water lines. Spec. Care. Dentist.,2002; 22: 137-141. [PubMed]

Feng QL, Wu J, Chen GQ, Cui FZ, Kim TN, Kim JO. A mechanistic study of the antibacterial effect of silver ions on Escherichia coli and Staphylococcus aureus. J Biomed Mater Res 2000;52:662-8.

Meiller TF, Kelley JI, Baqui AA, De Paola LG. Laboratory evaluation of anti-biofilm agents for use in dental unit waterlines. J. Clin.Dent., 2001; 12: 97-103.

Nawaz M, Han MY, Manzoor MT. Silver disinfection of Pseudomonas aeruginosa and E. coli in rooftop harvested rainwater for potable purposes. Sci Tot Environ 2013 20-25[PubMed]

OSAP, Organización para la Seguridad y los Procedimientos de Asepsis, postura sobre las líneas de agua en la unidad dental. Marzo 2000

Pasquarella C, Veronesi L, Napoli C, Castiglia P, Liguori G, Rizzetto R, et al; . Microbial environmental contamination in Italian dental clinics: A multicenter study yielding recommendations for standardized sampling methods and threshold values SItI Working Group Hygiene in Dentistry. *Sci Total Environ.* 2012 Mar 15;420:289-99.

Silvestry-Rodriguez N, Bright KR, Uhlmann DR, Slack DC, Gerba CP. Inactivation of *Pseudomonas aeruginosa* and *Aeromonas hydrophila* by silver in tap water. *J Environ Sci Health A* 2007b;42:1579–84

Uzel A, Cogulu D, Oncag O. Microbiological evaluation and antibiotic susceptibility of dental unit water systems in general dental practice *Int J Dent Hyg.* 2008 Feb;6(1):43-7.

Eliminación de Cr(VI) utilizando sistemas wetlands de flujo superficial

G.C. Sanchez¹, S.E. Caffaratti¹, M.C. Pedro¹, M.A. Maine^{1,2}, H.R. Hadad², G.A. Di Luca², M.M. Mufarrege²

¹Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
gsanchez@fiq.unl.edu.ar

Palabras claves: Humedal, Metal, Macrófitas

Introducción

Como consecuencia de la industrialización, cada año aumenta la cantidad de metales que son arrojados al ambiente. Los metales producen serias formas de contaminación en sistemas acuáticos ya que no se degradan como lo hacen los orgánicos. El Cr es introducido en los ecosistemas naturales como resultado de diferentes actividades antrópicas. Cr(VI), la especie más tóxica, es un contaminante ubicuo en efluentes de las industrias metalúrgicas, que debe eliminarse antes de su volcado. Los wetlands construidos son una alternativa para su tratamiento final, ya que pueden proveer las condiciones que favorecen tanto la reducción como la precipitación del Cr, disminuyendo al mismo tiempo la concentración de otros contaminantes. El objetivo de la presente experiencia fue evaluar la eliminación de Cr(VI) de efluentes utilizando sistemas wetlands con *Typha domingensis*.

Metodología

Se recolectaron plantas de *T. domingensis* en ambientes naturales no contaminados de la llanura de inundación del Río Paraná Medio, Argentina. Se las podó, plantó y aclimató durante un mes en reactores plásticos conteniendo 7 kg de sedimento, a fin de que desarrollen la zona radicular. Se colocaron dos plantas por reactor. Al comienzo de la experiencia, las plantas se podaron a 30 cm de altura y se agregó 4 l de solución de Cr(VI) a cada reactor. Se estudiaron tres concentraciones de Cr(VI) (preparadas con dicromato de potasio) con y sin agregado de materia orgánica (humus de lombriz, contenido de materia orgánica: 40,90%). El pH se ajustó a 7,2. de manera tal que Cr se encontrara como CrO_4^- . Se dispusieron controles químicos (sin macrófitas) y biológicos (sin Cr agregado). Los tratamientos, dispuestos por duplicado, se resumen en la siguiente tabla:

| CONCENTRACIÓN | TRATAMIENTOS | | |
|---------------------------|---|--------------------------------------|-----------|
| | Sedimento + <i>T. domingensis</i> + materia orgánica | Sedimento + <i>T. domingensis</i> | Sedimento |
| 15 mg L ⁻¹ Cr | X | X | X |
| 30 mg L ⁻¹ Cr | X | X | X |
| 100 mg L ⁻¹ Cr | X | X | X |
| Control | X | X | X |

La experiencia se llevó a cabo en invernadero con temperatura (12-24 °C) y fotoperíodo natural durante el tiempo de experimentación (12:12). Se controló el nivel de agua, adicionando agua destilada para reponer la pérdida por evaporación y evapotranspiración. Se muestreó agua al tiempo inicial y en forma periódica hasta los 55 días. Se determinó pH, conductividad, oxígeno, Cr(VI) y Cr total en agua en cada muestreo. Cr(VI) se determinó colorimétricamente, mientras que Cr total mediante espectrofotometría de absorción atómica (APHA, 1998). Los muestreos de plantas (parte aérea de hojas, parte sumergida de hojas, rizomas y raíces) y sedimento se hicieron al principio y al final de la experiencia, determinándose Cr total en las muestras, previa digestión ácida.

Resultados

El Cr(VI) fue removido eficientemente del agua al finalizar la experiencia. No hubo diferencias significativas entre la concentración de Cr(VI) y Cr total en cada tratamiento a lo largo del tiempo (Fig. 1), lo que indica que la concentración de Cr(III) no fue significativa. Podría proponerse que a medida que el Cr(VI) se redujo a Cr(III), éste inmediatamente precipitó, disminuyendo su concentración en agua.

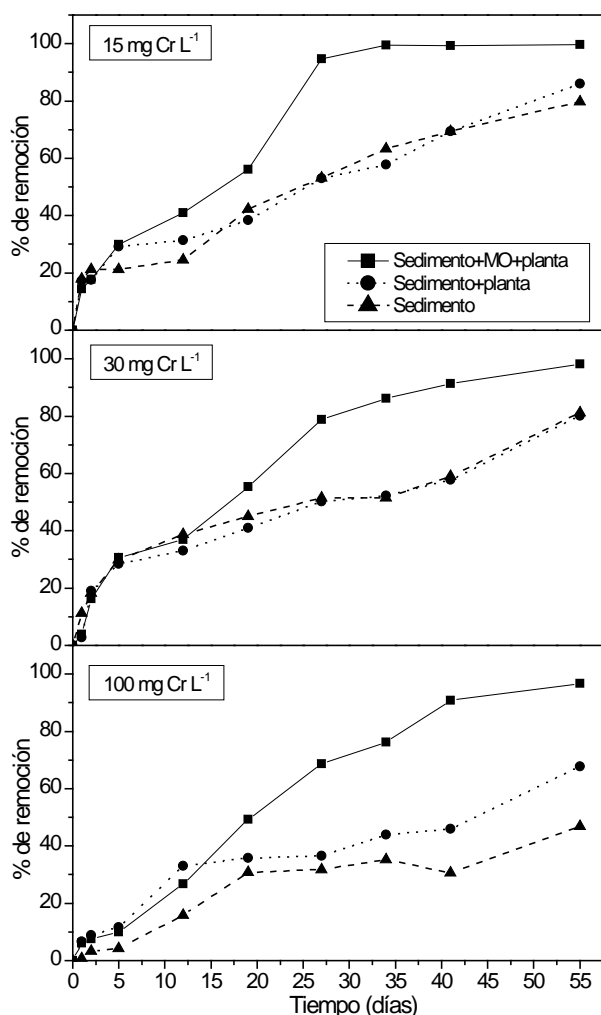


Fig. 1. Porcentajes de remoción de Cr(VI) en agua de los distintos tratamientos

En los reactores adicionados con materia orgánica al finalizar la experiencia, la remoción de metal resultó cercana al 100% a todas las concentraciones estudiadas. El Cr(VI) es inestable en sistemas acuáticos y se convierte a la forma menos tóxica Cr(III), especialmente cuando alguna especie reductora, como materia orgánica o Fe(II) está presente. Probablemente la adición de materia orgánica favoreció la reducción de Cr(VI) a Cr(III), que inmediatamente precipitó en forma de oxihidróxidos de cromo, muy insolubles. Cr(III) podría también co-precipitar con óxidos de Fe y Mn o formar complejos con la materia orgánica.

Respecto a los tratamientos sin adición de materia orgánica, no hubo diferencias significativas en la remoción final de cromo entre ellos, siendo alrededor del 80%, para 15 y 30 mg L⁻¹Cr. En los tratamientos expuestos a 100 mg L⁻¹ Cr la mayor remoción se determinó en los reactores con macrófitas (68%), mientras que en los tratamientos con sedimento solo se obtuvo una remoción del 47% del metal, demostrando el rol de la macrófita en la retención del metal.

Las macrófitas no mostraron síntomas de toxicidad y retuvieron Cr en sus tejidos, especialmente en raíces, aumentando su concentración al aumentar la concentración a las que fueron expuestas (Fig. 2). Tanto rizomas como parte aérea y sumergida de hojas acumularon Cr, no presentando diferencias significativas entre las distintas concentraciones estudiadas.

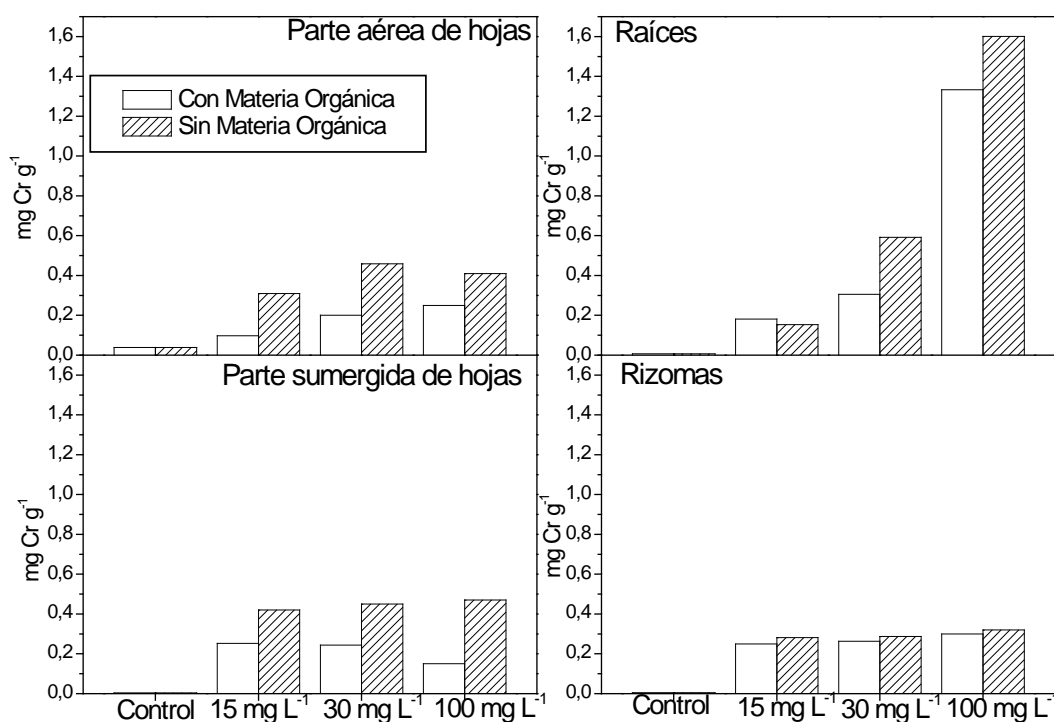


Fig. 2. Concentración de cromo en tejido vegetal de los distintos tratamientos

Los tratamientos con materia orgánica presentaron tasas de crecimiento significativamente mayores a los tratamientos sin materia orgánica para cada concentración estudiada (Fig. 3). En los tratamientos con materia orgánica expuestos a 15 y 30 mg L⁻¹ Cr, las macrófitas no presentaron diferencias significativas en su tasa de crecimiento respecto al control, mientras que para 100 mg L⁻¹ Cr la tasa de crecimiento fue significativamente menor. Los tratamientos sin materia orgánica disminuyeron su tasa de crecimiento significativamente respecto al control. Como dijimos, la materia orgánica adicionada favoreció la reducción a Cr(III), que es menos tóxico para las plantas y queda retenido en sedimento. Probablemente debido al mayor crecimiento de la planta, los tratamientos con materia orgánica adicionada presentaron menores concentraciones de Cr en tejidos a todas las concentraciones estudiadas (Fig. 2).

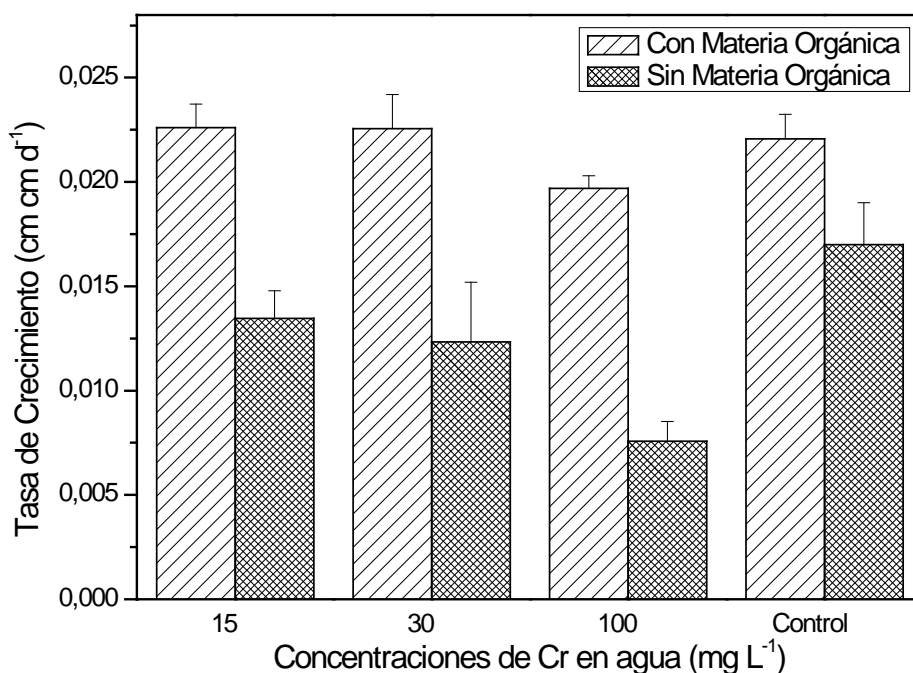


Fig. 3. Tasas de crecimiento de macrófitas

La concentración de Cr en sedimento aumentó significativamente al aumentar la concentración en agua a la que fue expuesto (Fig. 4). Por otro lado, fue significativamente mayor en los tratamientos con macrófitas (con o sin materia orgánica) que en los tratamientos con solo sedimento. En éstos últimos tratamientos, coincidentemente con los menores porcentajes de remoción de Cr en agua, se determinaron las menores concentraciones de Cr en sedimentos.

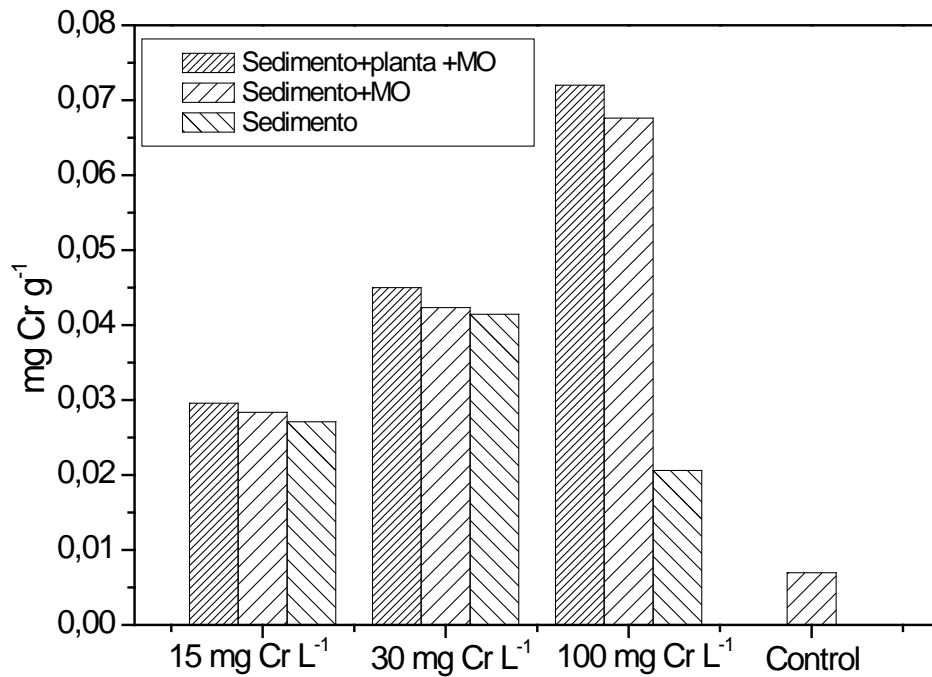


Fig. 4. Concentración de Cr en sedimento de los distintos tratamientos

Conclusiones

El Cr(VI) fue eficientemente removido del agua.

La materia orgánica favoreció la remoción y amortiguó el efecto tóxico del Cr en las macrófitas.

Si bien el sedimento mostró una buena capacidad de retención, las macrófitas mejoran la eficiencia del sistema.

Frente a un volcado eventual de altas concentraciones de Cr(VI), sería de esperarse el mismo comportamiento en un wetland construido.

Dinámica de los nutrientes en un humedal construido alimentado con purines porcinos

C.A. Villamar¹, D. Rivera^{2,3}, M.E. Neubauer¹, L. Vera⁴ y G. Vidal¹

¹Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Barrio Universitario s/n, casilla 160-C, Concepción, Chile. Tel: 56-41-2204076. Fax: 56-41-2207076.

²Escuela de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción. Chillán, Chile.

³Laboratorio de Políticas Comparativas en el Manejo de Recursos Hídricos, Universidad de Concepción. Chillán, Chile.

⁴Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH), Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile.
cvillamar@udec.cl

Palabras claves: humedal construido, nutrientes, variación estacional, purines porcinos.

Tópico: Procesos de transformación y remoción de contaminantes

Introducción

N y P no son eficientemente absorbidos (< 30%) por porcinos, siendo por tanto excretados en los purines (Dourmad et al., 1999). En purines porcinos, el nitrógeno (70% NH_4^+) y el fósforo se encuentran a concentraciones superiores a 1 y 0,5 g/L, respectivamente (Moral et al., 2005). Los humedales construidos son una alternativa para el tratamiento de nutrientes en este rubro. A nivel industrial, los humedales de flujo superficial son los más utilizados alcanzando eficiencias de eliminación de nutrientes entre el 22 al 73% (Hunt et al., 2009). La variabilidad, está dada por la diversidad de procesos involucrados en la transformación de nitrógeno (volatilización, nitrificación/denitrificación, asimilación) y fósforo (precipitación, asimilación, entre otros) (Hunt et al., 2001), influenciados por patrones estacionales (primavera-invierno, verano-otoño). Así, durante el periodo de crecimiento vegetal (primavera), especies como *Typha* y *Scirpus* generaran ambientes ligeramente oxidados ($-100 < \text{Eh} < +300$ mV) a oxidados ($\text{Eh} > +300$ mV) impulsando a la nitrificación y asimilación; mientras que en el periodo de senescencia (otoño), estas especies promueven procesos de reducción ($\text{Eh} < -100$ mV) relacionados con la denitrificación y/o precipitación (Szögi et al., 2003). Además, las variaciones en el nivel de agua de humedales construidos, puede generar la interacción de procesos de nitrificación-denitrificación en forma alternada (Poach et al., 2004). Por lo antes mencionado, el objetivo de este trabajo fue evaluar la dinámica de los nutrientes en un humedal construido alimentado con purines porcinos por efecto de variaciones estacionales.

Materiales y Métodos

Area de estudio. Corresponde a un humedal construido de 4 años (2009-2012) de flujo superficial (0,3 ha) y tipo pistón (largo/ancho > 10), procedente de un plantel de engorde porcino localizado en Chile ($36^{\circ}33'19.61''$ S; $71^{\circ}51'49.64''$ W). El sitio corresponde a una zona de clima mediterráneo. El humedal está poblado por individuos de *Schoenoplectus*

californicus (C.A. Méyer) Sójak (30% área) y *Typha angustifolia* L. (70% área) con cargas hidráulicas entre 9.7 a 0.15 mm/d.

Balance hidrológico. El volumen de almacenamiento y niveles de agua en el humedal, se evaluó a partir del balance de precipitaciones (P), purín + agua dilución (EF) y evapotranspiración (ET). La ecuación 1, describe el balance hídrico.

$$\Delta V = R + EF - ET \quad (1)$$

Los resultados se expresaron en m³/mes y el cálculo de la evapotranspiración se obtuvo de la ecuación calibrada de Mercado (2006).

Estrategia de muestreo. El muestreo se realizó en la época de primavera y otoño del 2012. En campo, se identificaron y muestrearon 33 puntos, agrupados en 3 zonas (inicial, intermedia y final). En cada punto se muestreó plantas, sedimento y agua. En las *plantas*, se extrajeron y seccionaron (parte aérea/foliar) individuos de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak y *Typha angustifolia* L. Ambas especies, se sometieron a mediciones alométricas (altura apical, diámetro basal y abundancia relativa). El *sedimento*, fue extraído de cada punto de muestro a partir de un core de PVC (40 mm x 1 m), fraccionándolo cada 5 cm. La *fracción líquida*, se tomó superficialmente (< 20 cm).

Métodos analíticos. En la *fracción líquida* (purín diluido), se determinó NT, NH₄⁺, NO₃⁻ y PT mediante kits específicos de NOVA-60 espectroquant. En las *plantas*, se determinó biomasa, nitrógeno y fósforo de acuerdo a Sadzawka et al. (2004). En el *sedimento*, se evaluó pH/potencial redox, NH₄⁺, NO₃⁻ y las distintas formas del P (intercambiable, ligado a materia orgánica, ligado a hidróxidos de Fe-Mn y residual) mediante Katsaounos et al. (2007) y Sadwaska et al. (2006).

Resultados y Discusión

El humedal construido durante el periodo de muestreo (2012), removi6 el 54 y 37% del nitr6geno y f6sforo presente en la fracci6n líquida. El balance hidrol6gico determin6 niveles de agua menores a 0,1 m durante otoño y mayores a 0,1 m en primavera. Respecto a la dinámica de nutrientes, las variaciones estacionales demostraron que durante la época de crecimiento (primavera), el 70% nitr6geno y 65% del f6sforo fueron adsorbidos por el sedimento y en la senescencia (otoño) este proceso increment6 para ambos nutrientes en un 14%. Las plantas por su parte, mostraron diferencias respecto a la asimilaci6n de nutrientes en funci6n de las variaciones estacionales, encontrándose que *Schonoplectus* y *Typha* en promedio asimilan hasta un 39% de los nutrientes disponibles en ambas temporadas. Los procesos de translocaci6n fueron preponderantes en primavera (64% de los nutrientes asimilados) y de almacenamiento en otoño (80 % en la zona radicular). En el sedimento, principal compartimiento de almacenamiento de nutrientes en el humedal se encontr6 que las formas de P ligado a hidróxidos de Fe-Mn son las predominantes (68%) durante ambas temporadas y que la presencia de NH₄⁺ y NO₃⁻ est6 influenciada por las variaciones estacionales, siendo predominante NH₄⁺ en primavera y NO₃⁻ en otoño para ambas especies.

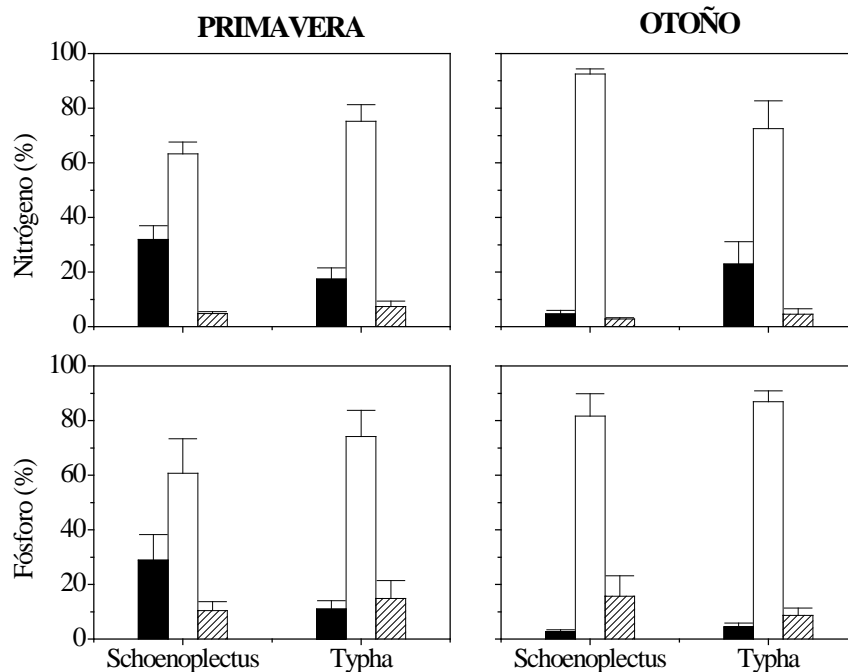


Figura 1. Balance de N y P para primavera y otoño en el humedal construido. (■) planta, (□) sedimento, (▨) fracción líquida.

Agradecimientos

C.A Villamar agradece a Innova Bìo-Bìo (Folio 07-PC S1-198), CONICYT/PBCT (Folio TPI-01) y CONICYT/FONDAP/15130015. Además, al Sr. César Contreras por las facilidades brindadas en el Fundo “San Guillermo”.

Referencias

- Dourmad, J.Y.; Guingand, N.; Latimier, P.; Séve, B. (1999). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livest. Prod. Sci.*, 58(3), 199-211.
- Hunt, P.G.; Poach, M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 44(11-12), 19-25.
- Hunt, P.G.; Stone, K.C.; Matheny, T.A.; Poach, M.E.; Vanotti, M.B.; Ducey, T.F. (2009). Denitrification of nitrified and non-nitrified swine lagoon wastewater in the suspended sludge layer of treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 1514-1522.
- Katsaounos, C.Z.; Giokas, D.L.; Leonardos, I.D. (2007). Speciation of phosphorus fractionation in river sediments by explanatory data analysis. *Water Res.* 41, 406-418.
- Mercado, G. (2006). Estimating reference evapotranspiration using air temperature data (Estimación de la evapotranspiración de referencia utilizando datos de temperatura del aire). Master thesis. Department of Water Resources, Universidad de Concepción. Chillán.

Moral, R.; Perez-Murcia, M.D; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C. (2005). Stimulation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Manage.* 25(7), 719-725.

Poach, M.E.; Hunt, P.G.; Reddy, G.B.; Stone, K.C.; Johnson, M.H.; Grubbs, A. (2004). Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecol. Eng.* 23(3), 165-175.

Sadzawka, A.; Carrasco, M.; Grez, R.; Mora, M. (2004). Methods of analysis of plant tissues. Commission standards and accreditation. Chilean Society of Soil Science, Santiago-Chile.

Sadzawka, A.; Carrasco, M.; Grez, R.; Mora, M.; Flores, H.; Neaman A. (2006). Methods of soil analysis recommended for soils of Chile. Commission standards and accreditation. Chilean Society of Soil Science, Santiago-Chile.

Szögi, A.A.; Hunt, P.G.; Humenik, F.J. (2003). Nitrogen distribution in soil of constructed wetlands treating lagoon wastewater. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1943-1951.