

PANTANOS CONSTRUIDOS PARA TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

JUAN A. VIDALES CONTRERAS*, CRISTÓBAL CHAIDEZ QUIROZ**, KARIM ACUÑA ASKAR***,
HUMBERTO IBARRA GIL*, HUMBERTO RODRÍGUEZ FUENTES*, GUSTAVO MARTÍNEZ TURANZAS*

Actualmente, los pantanos construidos o humedales, como frecuentemente se les denomina en México, representan una tecnología emergente de bajo costo para tratar aguas residuales de origen municipal, industrial o agrícola. Estos ecosistemas son usados para reducir contaminantes químicos y microorganismos patógenos del agua residual municipal en diferentes partes del mundo. El pantano construido es un canal artificial, ligeramente inclinado, muy frecuentemente impermeabilizado para evitar la contaminación de mantos acuíferos y, en ciertas ocasiones, rellenos de grava, forman un substrato de filtración. El agua residual debe pasar a través de esta cuenca enraizada con vegetación hidrófita para su depuración física, química y microbiológica. En países de habla alemana se ha reportado que los pantanos construidos de flujo sub-superficial fueron efectivos en reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), fósforo (P), y nitrógeno (N).¹ Otros investigadores han observado eficiencias de remoción superiores al 88% de DBO_5 , P y N en sistemas vegetados con *Phragmites australis*.²

El presente artículo reporta la distribución espacial de DBO_5 , sólidos suspendidos totales (SST), ión cloruro (Cl^-), sulfatos (SO_4), turbidez, coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y colifagos nativos (CN) en un pantano construido de flujo superficial operado con agua de retrolavado procedente de una planta de tratamiento de agua residual.

Materiales y métodos

El estudio fue conducido en las instalaciones de recarga y pantanos construidos de agua dulce (The

Sweetwater Wetland and Recharge Facility, su nombre en inglés) localizadas en Tucson, AZ, E.U.A. Los pantanos construidos fueron diseñados para remover los SST del efluente de retrolavado procedente de los filtros de efluente secundario de la planta de tratamiento de la ciudad de Tucson. El sistema de tratamiento, descrito por Vidales,³ consiste en una caja derivadora de flujo que envía el efluente entrante a un par de cuencas de sedimentación densamente vegetadas con *Scirpus spp* y con 0.3 ha de superficie. Después de pasar por las cuencas de sedimentación, el agua fluye brevemente por un manantial artificial para, finalmente, introducirse en un pantano construido de tres ha, vegetado principalmente con *Scirpus spp.* y *Typha domingenses*. El pantano mide aproximadamente 329 m en su sección longitudinal, y varía de 72 a 112 m en su sección transversal. Su geometría consiste de una secuencia de zonas con vegetación de 0.30 m de profundidad y zonas profundas de 1.2 m de agua abierta. En 1999 un estudio de trazadores estimó 7.2 días de tiempo de detención con un gasto de operación de $1.84 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$.

El muestreo se realizó de febrero a septiembre de 2000, muestras de agua residual fueron colectadas mensualmente de la caja derivadora (A), descarga de la cuenca sur de sedimentación (B), entrada (C) y salida (D) del manantial, y de la descarga del pantano construido (E) (figura 1). Las muestras

* Laboratorio de Remediación Ambiental, Facultad de Agronomía, UANL. javidalesc@hotmail.com.

**Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Unidad Culiacán, Culiacán, Sin.

*** Laboratorio de Biorremediación Ambiental, Facultad de Medicina, UANL.

fueron analizadas para DBO_5 , SST, Cl^- , SO_4 y turbidez.⁴ El método de cinco días de incubación fue usado para determinar DBO_5 . Las determinaciones de SST se realizaron filtrando un volumen conocido de muestra a través de un filtro de fibra de vidrio previamente pesado y posteriormente secado durante 24 h a 100°C . Después de este periodo, la concentración se obtuvo por diferencia de peso del filtro. La turbidez fue determinada en un turbidímetro portátil (HACH, modelo 2100 P, Loveland, CO). Los análisis de SO_4 fueron conducidos añadiendo BaCl_2 a un volumen conocido de muestra y midiendo la absorbancia a 420 nm en un espectrofotómetro (HACH, modelo 2000, Loveland, CO). Un electrodo específico para Cl^- conectado a un medidor de pH (Corning, modelo M220, New York) fue usado para determinar su concentración en las muestras analizadas.

Las determinaciones microbiológicas fueron conducidas en las primeras cuatro horas de colectadas las muestras mediante el método de filtración, utilizando membranas de 47 mm de diámetro y $0.45\mu\text{m}$ de tamaño de poro (Milipore, Molsheim, Francia). Después del filtrado, las membranas se colocaron en mEndo Agar Les y mFC (DIFCO, Detroit, MI) para cuantificar las unidades formadoras de colonia (ufc) de CT y CF, respectivamente. Los volúmenes de muestra ensayados fueron de 0.1, 1 y 10 ml, incubándose a 37°C para CT y 44.5°C para CF. Las unidades formadoras de colonia, después de 24 h

de incubación, fueron enumeradas. Los CN se cuantificaron por el método de doble capa.⁵ Una alícuota de un cultivo de *Escherichia coli*, previamente incubado a 37°C por 24 h en caldo de soya de tripticaseína (DIFCO, MI), fue combinada con 1 ml de muestra en un tubo de ensayo con 4 ml de agar de soya (30 g de caldo de soya de tripticaseína y 10 g de Bactoagar, DIFCO, MI; disueltos en 1000 ml). El agar fue entonces añadido a un caja petri, sobre una capa de agar de soya de tripticaseína (DIFCO, MI), que se incubó por 18 h a 37°C para cuantificar las unidades formadoras de placa (ufp).

Resultados

Variables meteorológicas

La temperatura media diaria y los registros mensuales de evaporación potencial (Eto) y precipitación (hp) se presentan en la tabla I. La información climatológica fue tomada de la estación meteorológica de la ciudad de Tucson,⁶ localizada a 10 Km, aproximadamente, al este del área de estudio. De acuerdo a la clasificación climática de De Martonne,⁷ el pantano se localiza en una región de clima árido con una relación de precipitación- evaporación potencial de 0.14 para el periodo de 1996 a 2000. Durante los meses de muestreo, la mayor Eto se observó en mayo con un déficit respecto a la hp de -287.52 mm. La temperatura promedio anual para los últimos cinco años fue de 19.42°C . Esta temperatura fue inferior a las observaciones de abril a septiembre con el registro más alto detectado en julio.

El periodo de muestreo inició en febrero de 2000, una vez que la vegetación fue removida de las cuen-

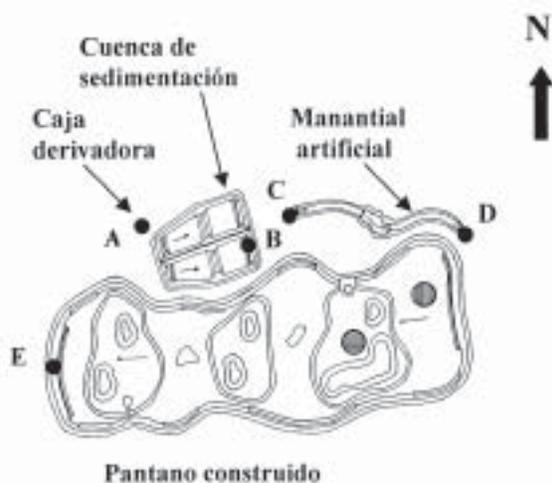


Fig. 1. Representación esquemática del pantano construido donde fueron conducidos los muestreos de agua residual. Los círculos en color negro representan los sitios de muestreo (A, B, C, D y E).

Tabla I. Variables climatológicas observadas durante el periodo de estudio en la estación meteorológica de la ciudad de Tucson, AZ., E.U.A.

Mes	T° (°C)	hp (mm mes ⁻¹)	Eto (mm mes ⁻¹)
Febrero	13.3	1.78	112.26
Marzo	14.4	26.16	158.24
Abril	20.5	0.25	227.58
Mayo	26.6	0.00	287.52
Junio	28.8	74.67	230.63
Julio	30.5	10.16	236.47
Agosto	30.0	62.73	191.26
Septiembre	27.7	10.16	187.19

cas de sedimentación y del pantano construido. El influente introducido al sistema fue 100% agua de retrolavado a una tasa promedio de $0.32 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ para un tiempo de detención calculado de 33 días. Es importante señalar que para el mes de abril la vegetación presentaba total cobertura en ambos sitios. Durante el periodo de muestreo, la carga promedio de DBO_5 , en el agua influente, fue de 145 mg L^{-1} (figura 2). La prueba estadística *t* de Student reveló que la carga inicial de DBO_5 decreció significativamente ($p < 0.05$) a 38 mg L^{-1} en B. El manantial fue prácticamente incapaz de reducir las concentraciones de DBO_5 ; mientras que en E, su concentración disminuyó a 23 mg L^{-1} , representando una remoción total de 84%. En relación con los SST, 123 mg L^{-1} se observaron en el agua influente, disminuyendo 93% en B. Aparentemente, el manantial y el pantano construido fueron inefectivos para reducir los SST, ya que la remoción total fue 90%. En promedio, la turbidez del agua residual introducida en A fue de 128 unidades nefelométricas de turbidez (UNT), alcanzando 58 en D y 33 en las muestras tomadas del punto E.

Cloruros y sulfatos

Los análisis para Cl^- revelaron una carga influente promedio de 117 mg L^{-1} (figura 3), decreciendo a 115 mg L^{-1} al final del manantial, sitio D, e incrementando significativamente ($p < 0.05$) a 137 mg L^{-1} en el punto E de monitoreo. Un incremento similar fue observado para SO_4 , ya que los 130 mg L^{-1} , detectados en promedio en A, significativamente ($p < 0.05$) incrementaron a 148 mg L^{-1} en las muestras toma-

das al final del pantano, sitio E.

Microorganismos indicadores

La distribución espacial de CT, CF y CN fue cuantificada como unidades logarítmicas de ufc o ufp por 100 ml de muestra (figura 4). La concentración promedio de CT en el influente fue de $3.8 \log_{10}$, incrementando significativamente ($p < 0.05$) a $4.5 \log_{10}$ en B. Ninguna reducción significativa ($p > 0.05$) se observó desde este sitio de muestreo al final del sistema. En relación con la concentración de CF, los $3.4 \log_{10}$ iniciales aumentaron significativamente ($p < 0.05$) a $4.0 \log_{10}$ en la cuenca de sedimentación, cayendo posteriormente a $3.7 \log_{10}$ en las muestras colectadas de E. La concentración influente

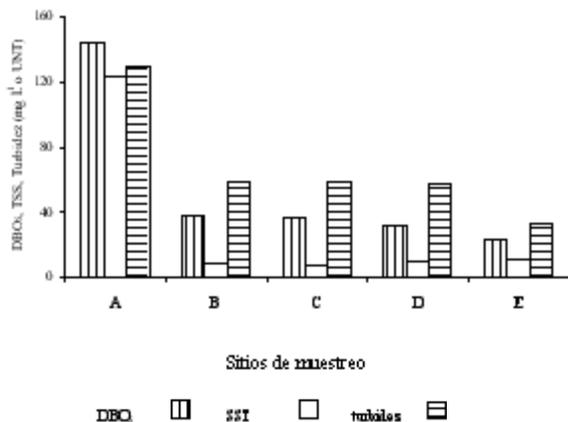


Fig. 2. Concentraciones promedio de DBO_5 , SST y turbidez en los sitios de muestreo.

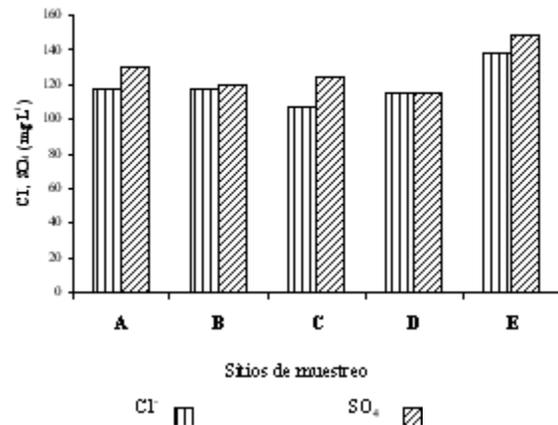


Fig. 3. Concentración promedio de Cl^- y SO_4 en los sitios de muestreo.

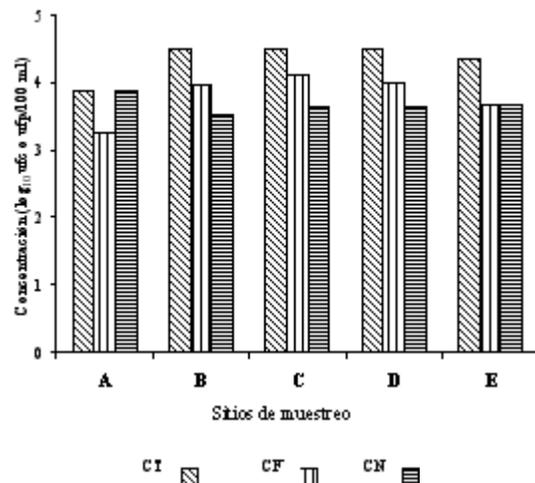


Fig. 4. Concentraciones promedio de CT, CF y CN en el sistema de tratamiento.

de $3.8 \log_{10}$ para CN decreció significativamente ($p < 0.05$) a $3.5 \log_{10}$ en el punto B de muestreo, alcanzando una remoción total de 46% en E.

Discusión

En pantanos, la masa total de Cl^- es altamente estable, ya que su incorporación en tejidos vegetales es despreciable.⁸ Por consecuencia, Cl^- se ha usado como trazador conservativo en la estimación de la evapotranspiración⁹ y balances de masa.⁸ Probablemente el incremento en concentración de Cl^- , 19%, de D a E, fue resultado del volumen de agua evaporado durante los 33 días de detención. Un nutriente esencial para la vegetación es SO_4 , el cual rara vez es un factor limitante para el crecimiento de la vegetación en pantanos naturales y construidos.⁸ En ambientes anaeróbicos, ricos en materia orgánica, SO_4 es el receptor final de electrones para las bacterias reductoras de azufre¹⁰ responsables de la producción de ácido sulfhídrico. Probablemente, la reducción de SO_4 en la cuenca de sedimentación fue inducida por el alto contenido de materia orgánica. Al final del pantano, los 148 mg L^{-1} representaron un incremento del 38% de su carga de entrada, probablemente, como resultado de la evapotranspiración y las contribuciones de los residuos vegetales.⁸

Las reducciones observadas de turbidez DBO_5 y SST ocurrieron en la cuenca de sedimentación, sitio B. En ninguno de los otros sitios se detectaron reducciones de tal magnitud. De hecho, ligeros incrementos de SST fueron observados en E; sin embargo, debemos considerar la producción interna inducida por la vegetación y el largo tiempo de detención del pantano⁸ que probablemente impidió observar una mayor reducción de DBO_5 , SST y turbidez en las muestras de agua del punto E. A pesar de lo anterior, es valioso mencionar que las concentraciones de DBO_5 y SST, detectadas al final del sistema, cumplen con el estándar de efluente secundario, 30 mg L^{-1} , requerido por el Departamento de Calidad Ambiental de Arizona.¹¹

Eficiencias de remoción por encima del 90% de CT y CF en pantanos construidos de flujo superficial han sido comúnmente reportadas.^{8,12,13} En este estudio, el incremento de su densidad en la cuenca de sedimentación podría deberse al crecimiento o recuperación de las coliformes dañadas durante la cloración del efluente secundario, en la planta de tratamiento, ya que el agua de retrolavado no recibe cloración alguna. Este crecimiento o remoción

puede ocurrir si la cantidad de materia orgánica y temperatura son elevadas.¹⁴ Estudios conducidos en suelos han encontrado evidencias de crecimiento bacteriano asociado a un incremento de nutrientes y elevada temperatura.¹⁵ *Klebsiella* fue reportada con más altas concentraciones en la descarga de una planta de tratamiento recibiendo agua residual municipal,¹⁶ lo cual fue atribuido al incremento de carbohidratos en el agua influente a la planta. Por otra parte, en cuerpos de agua superficiales se ha reportado que el material fecal de animales silvestres puede resultar en altas concentraciones de CT y CF.^{8,17,18} En el presente estudio se observó una alta capacidad de la cuenca de sedimentación para reducir la carga de DBO_5 y SST del agua residual. Aparentemente, la gran cantidad de materia orgánica, 49.3 Kg d^{-1} de DBO_5 y 53 Kg d^{-1} de SST, introducida a la cuenca de sedimentación está promoviendo la proliferación de CT y CF. En el pantano, la actividad biológica y las contribuciones de material fecal por los animales silvestres, especialmente aves, y del probable incremento de concentración inducido por la evapotranspiración podrían explicar la no reducción de las poblaciones bacteriales y el modesto decremento de CN detectados en el sitio E.

Conclusiones

El sistema de tratamiento fue capaz de reducir la concentración entrante de DBO_5 y SST a los estándares de efluente secundario establecidos por el Departamento de Calidad Ambiental de Arizona. Sin embargo, la reducción más importante ocurrió en la cuenca de sedimentación, los siguientes tres sitios fueron inefectivos. Con base en los resultados del presente estudio, CT y CF son un dudoso indicador de la depuración de efluentes contaminados con heces fecales en pantanos construidos, ya que contribuciones de estos microorganismos por animales silvestres puede ocurrir; así como su crecimiento, principalmente en sitios de sedimentación con grandes aportaciones de materia orgánica. Los CN aparentemente son un mejor indicador, ya que no se observó un incremento en su densidad a lo largo del sistema. Su bajo nivel de reducción hace suponer que las condiciones climáticas y aportaciones por animales silvestres podrían estar ocultando los niveles reales de remoción. En estos ecosistemas, con largos tiempos de detención, la evapotranspiración puede enriquecer la carga de contaminantes al reducir el volumen de agua en las

cuencas de tratamiento.

Resumen

La distribución espacial de contaminantes físicos, químicos y microbiológicos fue determinada durante un periodo de ocho meses en un pantano construido operado con agua de retrolavado. El sistema estudiado consistió de dos cuencas de sedimentación densamente vegetadas, un manantial artificial y un pantano de tres ha vegetado con *Scirpus spp* y *Thypha domingensis*. El tiempo de detención promedio fue de 33 días. El sistema fue capaz de reducir SST y DBO₅ al nivel de efluente secundario. Sin embargo, algunas porciones del sistema parecen no ser efectivas en la remoción de estos indicadores. Un incremento en la concentración de coliformes totales y fecales fue observado a lo largo del sistema, probablemente por un crecimiento o aportaciones adicionales por la fauna silvestre. Por otra parte, la reducción de colifagos nativos fue de 46% para el periodo de estudio. Su baja reducción sugiere que las condiciones climáticas y las aportaciones adicionales de material fecal pueden estar ocultando la verdadera tasa de remoción.

Palabras clave: Pantano, Coliformes, Colifago, DBO₅, SST.

Abstract

Spatial distribution of physical, chemical, and microbiological indicators of pollution was determined for an 8 month period in a surface flow constructed wetland. The system consists of 2 densely vegetated settling basins, an artificial stream, and a 3-ha wetland, all vegetated with *Scirpus spp.* and *Thypha domingensis*. An average detention time of 33 days was estimated. SST and DBO₅ were reduced by the system to the secondary effluent standard. However, some portions of the system appear to be ineffective for reducing those indicators. An increase in the total and fecal coliform concentrations was observed along the system, probably as a consequence of bacteria growth or because of additional inputs by wild animals. On the other hand, indigenous coliphage reduction was 46% for the period of study. The low percentage suggests that climatic conditions and additional inputs of fecal material may be offsetting the actual removal rate.

Keywords: Wetland, Coliforms, Coliphage, BOD₅, SST.

Referencias

1. Geller G. (1997) Horizontal subsurface flow systems in the german speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations. *Wat. Sci. Tech*, 35, 157-166.
2. Brix H. (1987) Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method. *Wat. Sci. Tech.*, 19, 107-118.
3. Vidales-Contreras J.A. 2001. Removal of viruses and pollution indicators in constructed wetlands. Dissertation, Department of Soil, Water and Environmental Science. University of Arizona, Tucson AZ.
4. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edición (1995). American Health Association. Washington, D.C.
5. Adams, M. H. (1959) Bacteriophage. Interscience Publishers, Inc., New York.
6. AZMET. (En línea) Disponible en: <http://ag.arizona.edu/AZMET/01htm>. [2003, noviembre 15]
7. Climate (En línea) Disponible en: http://www.italocorotondo.it/tequila/module1/climate/demartonne_climate_classification.htm. [2003, noviembre 15]
8. Kadlec R.H. y Knight R.L. (1996) *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
9. Hayashi M., Kamp G. and Rudolph D. L. (1998) Water and solute transfer between a prairie wetland and adjacent uplands, 2. Chloride cycle. *J. Hydrol.*, 207, 56-67.
10. Maier R. M. (2000) Biogeochemical cycling. In *Environmental Microbiology* (Edited by Maier R.M., Pepper I.L. and Gerba C.P.). Academic Press, Canada.
11. Karpiscak M.M., Foster K.E., Hopf S.B., Bancroft J.M. y Warshall P.J. (1994) Using Water Hyacinth to treat municipal wastewater in the desert southeast. *Water Resour. Bull.*, 30, 219-227.
12. Gersberg R.M., Gearheart, R.A. and Ives M. (1989) Pathogen Removal in Constructed Wetlands In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment* (Edited by Hammer D.A.). Lewis Publishers, Michigan.

13. Karpiscak M.M., Gerba C. P., Watt P. M., Foster K. E. and Falabi J. A. (1995) Multi-species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. In *Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse* (Edited by Angelakis, A., Asano T., Diamadopoulos E., and Tchobanoglous G.). IAWQ, Iraklio, Greece, pp. 37-42.
14. Gerba C.P. (2000) Indicator Microorganisms. In Maier, R.M., Pepper I. L. and Gerba C. P. (ed.) *Environmental Microbiology*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 491-503.
15. Van Donsel D.J., Geldreich E.E. y Clark, N.A. (1967) Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution. *Appl. Microbiol.*, 15, 1362-1370.
16. Edmund G. K., Allen M. J. and Rice E. W. (1999) Comparison of *Escherichia coli*, total coliform populations as indicators of wastewater treatment efficiency. *Water Environ. Res.*, 71, 332-339.
17. Have M.R. (1973) Effects of migratory waterfowl on water quality at the Montezume National Wildlife Refuge, Seneca county, New York. *Jour. Research U.S. Geol. Survey*, 1, 725-734.
18. Moorhead D.L., Davis W. S. and Wolf C. F. (1998) Coliform densities in urban water of West Texas. *Environmental Health*, 14-18.