

REMOCIÓN DE DBO₅, NUTRIENTES Y BACTERIAS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO DE FLUJO VERTICAL ASCENDENTE

DI GIORGI, H. D.^{1,2}, REP, R. R.² & MARIÑELARENA, A. J.^{1,2}

¹Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

²Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) CONICET-UNLP
digio@ilpla.edu.ar

INTRODUCCION

Muchos ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires se encuentran afectados por el vuelco de aguas residuales sin tratamiento o deficientemente tratadas. La solución a ésta situación no parece sencilla. El elevado costo de construcción de sistemas convencionales de tratamiento hace que su aplicación resulte inviable en numerosas situaciones. Además, su eficacia resulta reducida a menudo, debido a que su operación requiere un aporte elevado de insumos y una importante capacitación técnica que no siempre se encuentran disponibles. También suele ser difícil y costoso sostener un mantenimiento adecuado de las instalaciones. En las últimas décadas ha cobrado impulso el desarrollo de sistemas de tratamiento alternativos que pueden resultar más económicos y eficaces. Humedales artificiales, diseñados y construidos para el tratamiento de aguas residuales, pueden brindar una opción, técnica y económicamente ventajosa. En un manual sobre el tema, se consignan cerca de 1000 humedales funcionando actualmente en el mundo (Kadlec & Wallace, 2009), principalmente en EEUU, Canadá, Australia, Nueva Zelanda y varios países de Europa. Si bien ya se dispone de diversos diseños ampliamente probados, la tecnología experimenta una activa innovación.

Entre las variables de diseño más importantes puede mencionarse el patrón de flujo de agua (Breen PF & Chick AJ 1995). Los primeros humedales ensayados fueron de flujo superficial, esto es, con agua libre circulando entre la vegetación. Luego se experimentó con humedales de flujo subsuperficial, con plantas arraigadas en un relleno poroso. En éste caso, el agua debe circular a través de la matriz colonizada por las raíces. Los primeros diseños de éste tipo tuvieron un patrón de flujo horizontal. En los últimos años se desarrollaron experiencias con flujo vertical, principalmente descendente. La eficacia de estos sistemas ha resultado muy variable, en particular, en lo que a remoción de nutrientes se refiere (Verhoeven TA & Mueleman AFM 1999). La composición del material de relleno y las especies vegetales utilizadas parecen ser importantes variables que afectan el rendimiento. El objetivo de este trabajo fue ensayar el potencial de remoción de DBO₅, nutrientes y bacterias en mesocosmos de humedales de flujo vertical ascendente, con dos materiales de relleno diferentes, vegetados con diversas especies de macrófitas emergentes de la región.

MATERIALES Y METODOS

Se construyeron 36 mesocosmos de humedales con secciones de 70 cm de caño de PVC Ø 20 cm tapadas en su base. La mitad de los recipientes se llenaron hasta 50 cm con conchilla, la otra mitad con un producto granular de arcilla (LECA). En cada grupo se plantaron de manera monoespecífica por triplicado *Phragmites australis*, *Scirpus californicus*, *S. giganteus*, *Typha sp* y *Zizaniopsis bonariensis* (en conchilla sólo prosperó un mesocosmos de esta última, en su reemplazo se plantó *Carex riparia*).

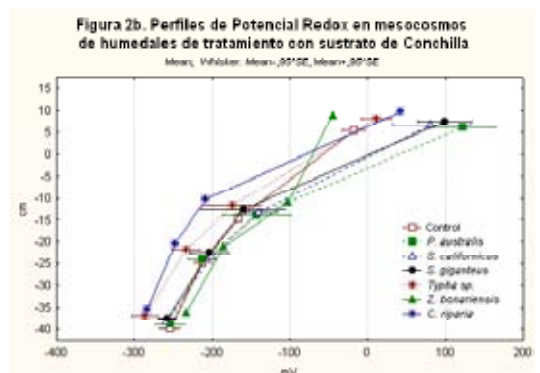
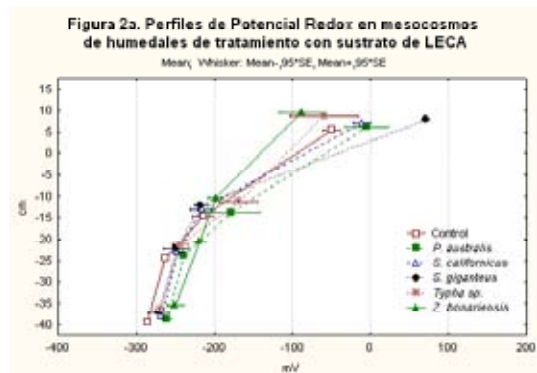
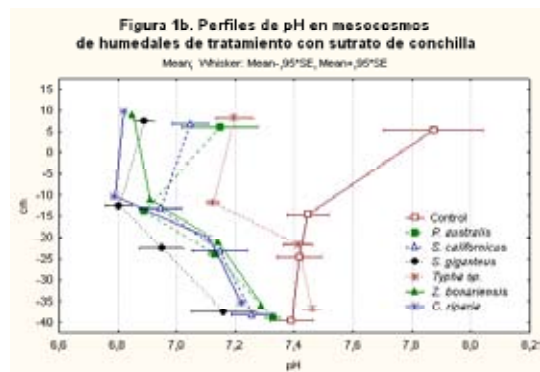
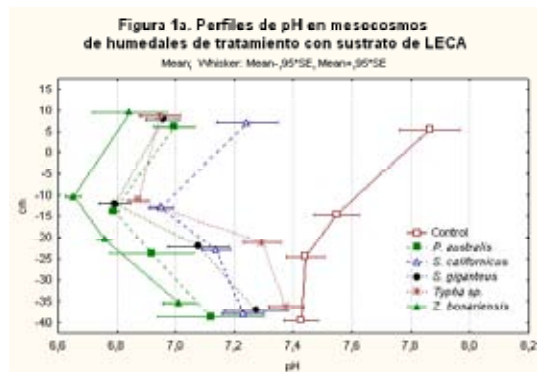
Tres mesocosmos por grupo se dejaron sin plantas como control. Se alimentó a cada mesocosmos con un flujo homogéneo de 0,2 L/h mediante un sistema automático de distribución de agua proveniente de un reservorio anaeróbico. El patrón de flujo adoptado fue de tipo vertical ascendente. Para ello, se hizo ingresar el agua a través de un caño lateral vertical conectado a la base y se colocó un vertedero a 10 cm por encima del nivel de sustrato para la salida del agua. Se realizaron perforaciones laterales en los recipientes para el muestreo de relleno y agua intersticial de 10, 20 y 35 cm de profundidad. Los mismos fueron sellados con tapones de goma atravesados por un tubo para el muestreo de agua, tapado en el extremo exterior.

Luego de dos años de alimentación con agua potable (periodo de maduración), el sistema comenzó a recibir agua residual artificial desde un reservorio alimentado con agua potable y una dosis de leche y de una solución concentrada de nutrientes. Cuatro meses después (16

al 28.05.08) se realizó el primer muestreo. Se colectaron muestras de salida del reservorio y de cada mesocosmos, y muestras de agua intersticial. Estas últimas fueron colectadas conectando una manguera al tubo muestreador, recibiendo el agua en botellas para DBO con el extremo de la manguera sumergido en el fondo para evitar el intercambio de gases con la atmósfera. Se midió temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (DO), potencial redox (ORP), fósforo reactivo soluble (SRP) y nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), y se realizaron ensayos de DBO_5 y recuentos de Bacterias coliformes totales (Clesceri et al. 1998). Se determinó también nitritos + nitratos ($N-NO_2^- + NO_3^-$; Doane & Horwarth, 2003) y nitrógeno y fósforo total (TN & TP; Valderrama, 1981).

RESULTADOS

La temperatura medida durante el periodo de muestreo fue de 9,5 °C en el reservorio, $15,6 \pm 0,6$ °C en los mesocosmos con conchilla y $15,2 \pm 0,3$ °C en aquellos



rellenos con LECA. Los valores de pH se muestran en las figuras 1a y 1b en función de la profundidad, para las distintas especies de plantas en mesocosmos de LECA y de conchilla respectivamente. En los controles sin plantas el pH aumentó desde el fondo hasta la superficie. En los mesocosmos con plantas, en cambio, se observó un descenso del pH desde el fondo hasta los 10 cm de profundidad, neutralizándose luego en el agua libre. El valor más bajo ($6,65 \pm 0,03$) se registró con *Z. bonariensis* en LECA a los 10 cm de profundidad.

Las mediciones de potencial redox mostraron condiciones altamente reducidas a 35 cm de profundidad. El potencial aumentó gradualmente hacia la superficie en ambos rellenos, con y sin plantas (figuras 2a y 2b). El oxígeno disuelto (no se muestran datos) mostró una tendencia similar en todos los mesocosmos, con valores próximos a cero dentro del sustrato y un incremento variable en el agua libre sobrenadante.

En todos los mesocosmos vegetados con relleno de conchilla, y en los de LECA con *S. giganteus*, se midieron remociones de TP ≥ 98 %, con concentraciones finales $< 0,15$ mg P/L (Tabla 1). El resto de los mesocosmos vegetados con relleno de LECA mostraron remociones ≥ 79 % y aún el control con conchilla sin vege-

tación mostró una remoción del 45 %. Considerando que más del 60 % del TP del agua de ingreso a los mesocosmos es SPR (no se muestran datos), los perfiles de concentración de SRP reflejan de manera congruente las remociones observadas. Se observa una disminución desde el fondo hacia la superficie en todos los mesocosmos (figura 3a y 3b respectivamente), aunque la misma es más intensa y profunda en aquellos vegetados en conchilla, alcanzando a 10 cm de profundidad valores muy bajos (desde 48 ug P/L con *Z. bonariensis* hasta 513 ± 161 ug P/L en *Typha sp.*)

La remoción de TN fue ≥ 90 % en todos los mesocosmos de conchilla con plantas (excepto *Typha sp.*) y en LECA con *P. australis* y *Z. bonariensis* (Tabla 2). El resto de los mesocosmos vegetados mostraron remociones desde 57 % (conchilla con *Typha sp.*) hasta 87 % (LECA con *S. giganteus*). Los controles, en cambio, no superaron el 20%. Los perfiles de concentración de amonio muestran una disminución progresiva desde el fondo hacia la superficie, más marcada en los tratamientos con mayor remoción, con valores bajos a partir de los 10 cm de profundidad (figuras 4a y 4b). Es interesante destacar que en los perfiles de nitritos + nitratos (no se muestran datos) las concentraciones se mantuvieron bajas, a excepción de un pico a -10 cm en conchilla con *S.*

Tabla 1. Fósforo Total (ug P/L) en muestras de ingreso y egreso de mesocosmos de humedales de tratamiento

	LECA			Conchilla		
	Media	Error estándar	Remoción %	Media	Error estándar	Remoción %
Ingreso	6308	404	-----	6308	404	-----
Control	7359	121	-17	3460	185	45
<i>P. australis</i>	374	306	94	82	60	99
<i>S. californicus</i>	725	498	89	42	5	99
<i>S. giganteus</i>	146	43	98	120	34	98
<i>Typha sp.</i>	998	375	84	68	27	99
<i>Z. bonariensis</i>	1351	774	79	105	-----	98
<i>C. riparia</i>	-----	-----	-----	70	-----	99

Tabla 2. Nitrógeno Total (ug N/L) en muestras de ingreso y egreso de mesocosmos de humedales de tratamiento

	LECA			Conchilla		
	Media	Error estándar	Remoción %	Media	Error estándar	Remoción %
Ingreso	35775	1678	-----	35775	1678	-----
Control	29198	1517	18	28767	1519	20
<i>P. australis</i>	527	265	99	797	458	98
<i>S. californicus</i>	10315	5410	71	989	425	97
<i>S. giganteus</i>	4539	2206	87	1802	8301	95
<i>Typha sp.</i>	5978	2765	83	15246	2571	57
<i>Z. Bonariensis</i>	2325	928	94	3752	-----	90
<i>C. riparia</i>	-----	-----	-----	5017	-----	86

Figura 3a. Perfiles de Fósforo Reactivo Soluble en mesocosmos de humedales de tratamiento con sustrato de LECA

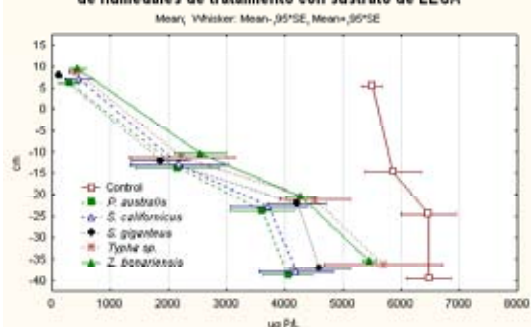


Figura 3b. Perfiles de Fósforo Reactivo Soluble en mesocosmos de humedales de tratamiento con sustrato de conchilla

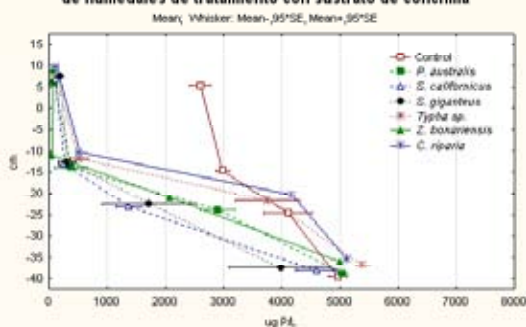


Figura 4a. Perfiles de amonio en mesocosmos de humedales de tratamiento con sustrato de LECA

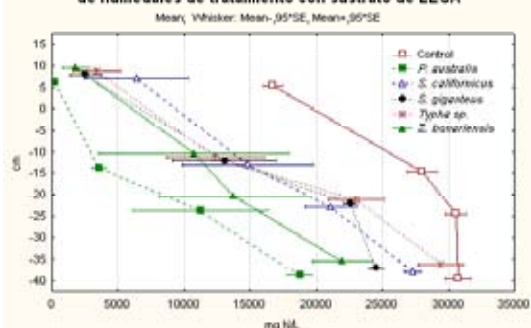
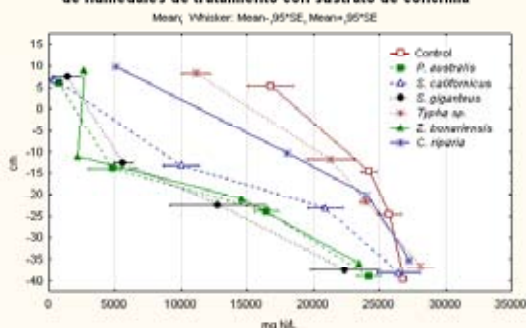


Figura 4b. Perfiles de amonio en mesocosmos de humedales de tratamiento con sustrato de conchilla



californicus (5737 ± 1985 ug N/L) y en el agua libre de los controles (5001 ± 471 y 3103 ± 478 ug N/L, en LECA y conchilla respectivamente).

Las remociones de DBO_5 fueron de 96 y 93 % con *P. australis*, 98 y 92 % con *S. californicus*, 88 y 92 % con *S. giganteus*, 66 y 51 % con *Typha sp.*, 80 y 76 % con *Z. bonariensis* y -4 y 33 % sin plantas, para LECA y conchilla respectivamente (concentración de ingreso: 46 ± 8 mg/L).

Se realizaron recuentos de bacterias coliformes totales registrándose reducciones de hasta 3 log₁₀ en algunos de los mesocosmos vegetados.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que las plantas ejercen un efecto marcado sobre casi todas las variables examinadas. El pH disminuye en todos los mesocosmos vegetados, con cierta variabilidad entre especies en cada tipo de sustrato. Este efecto podría relacionarse con el transporte de oxígeno a las raíces que permite a

estas plantas sobrevivir en suelo inundado. Parte de ese aporte difunde al entorno radicular (pérdida radial de oxígeno, ROL) pudiendo sostener respiración aerobia microbiana, provocando así un aumento importante de la producción de CO_2 y, con ello, la disminución de pH. Otra fuente muy importante de acidez podría ser la oxidación de amoníaco dependiente de O_2 .

No se observaron diferencias en los perfiles de potencial redox ni en los de oxígeno disuelto, que permitan atribuir a las plantas efecto alguno sobre éstas variables. Sin embargo, hay trabajos que demuestran que las raíces son capaces de elevar el ORP y el DO mediante ROL, alcanzando éste efecto unos pocos milímetros de extensión (Bezbaruah AN & Zhang TC, 2004).

Respecto de la remoción de fósforo, se observó que la misma dependió tanto de las plantas como del sustrato. Si bien las plantas requieren fósforo para su crecimiento y reproducción, la cantidad que asimilan para ello es generalmente

insignificante comparada con la carga de ingreso (Brix, 1997). Sin embargo, hemos visto que las plantas son capaces de cambiar las condiciones fisicoquímicas. Por otro lado, los procesos de retención de fósforo dependen también del material de relleno en cuanto a su capacidad de provocar la adsorción y/o precipitación de aquel. En tal sentido, la LECA ofrece la posibilidad de retener fósforo debido a su elevada capacidad de intercambio iónico mientras que la conchilla representa un depósito de calcio que podría permitir retener fósforo mediante precipitación como hidroxiapatita. Los resultados mostraron que la máxima remoción ocurrió en mesocosmos de conchilla con plantas. La disminución de pH provocada por las plantas podría disolver conchilla aumentando la concentración de calcio iónico, favoreciendo así la precipitación de hidroxiapatita. Sin embargo, se requiere pH alcalino para que esto ocurra. Es posible que tal condición se encuentre sobre la superficie de conchilla.

La remoción de NT mostró una diferencia notable entre mesocosmos vegetados y controles. En los perfiles se observa que la remoción ocurre por oxidación de amonio dentro del sustrato, acoplada a la reducción de nitritos + nitratos. Esto podría explicarse por un proceso de nitrificación – desnitrificación (Reddy KR, et al., 1989) aunque actualmente es posible postular otros procesos de remoción de nitrógeno, a partir del descubrimiento de la oxidación anaeróbica de amoníaco (Anammox) y de los crenarqueotas oxidadores aeróbicos de amoníaco. Sin embargo, todos ellos dependen de la oxidación inicial de amoníaco con O_2 . Bajo las condiciones experimentales, el aporte de O_2 al interior del relleno depende de la ROL. Esto podría explicar la relación observada entre remoción de nitrógeno y presencia de plantas.

Para evaluar la hipótesis de remoción de fósforo mediante precipitación como hidroxiapatita, se propone aplicar la metodología de fraccionamiento del fósforo sobre muestra de sustrato a distintas profundidades. Se propone asimismo di-

lucidar el proceso microbiano de remoción de nitrógeno a través de la detección de bacterias del ciclo del nitrógeno utilizando FISH (Fluorescent in situ hybridization) sobre las mismas muestras.

Si bien los resultados obtenidos muestran un potencial promisorio de esta tecnología para la remoción de nutrientes en aguas residuales, resulta imprescindible realizar ensayos a mayor escala y con efluentes reales para valorar su alcance como alternativa de tratamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Bezbaruah AN, Zhang TC. (2004) pH, redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnol Bioeng* 88:60–70
- Breen PF, Chick AJ (1995) Rootzone dynamics in constructed wetlands receiving wastewater: a comparison of vertical and horizontal flow systems. *Wat Sci Tech* 32: 281–290
- Brix H (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetland? *Wat Sci Tech* 35: 11–17
- Clesceri LS, Greenberg AE, Eaton AD (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater 20th Ed. APHA, AWWA, WEF
- Doane TA, Horwath WR (2003) Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. *Analytical Letters* 36: 2713–2722
- Kadlec, RH & Wallace, SD (2009) *Treatment wetlands*, 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton FL
- Mar. Chem.* 10 (1981) 109--122 109
- Reddy KR, Patrick WH, Lindau CW (1989) Nitrification–denitrification at the plant root sediment interface in wetlands. *Limnol Oceanogr* 34: 1004–1013
- Valderrama, J (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters
- Verhoeven TA, Mueleman AFM (1999) Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecol. Eng.* 12:5-12