

ARTÍCULOS TÉCNICOS

- MINISTERIO DE DESARROLLO ECONOMICO. Sector de agua potable y saneamiento básico: retos y resultados. Colombia. 2001. pp 223 - 267.

- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. Guía: Gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales municipales. Colombia. 2002. pp 45 - 54.

- NOYOLA, ADALBERTO. En Latinoamérica, tratamiento de aguas residuales domésticas. Revista de Ingeniería Sanitaria y ambiental. ACODAL. No 2008. Diciembre 2004. pp 20 - 25.

- PAPADOPOULOS, B; TSAGARAKIS, K; YANNOPOULOS, A. Cost and land functions for wastewater treatment projects: Typical simple linear regression versus fuzzy linear regression. Journal of environmental engineering. June 2007. pp 581 - 586.

- PEREZ CARRION, JOSE; CANEPA DE VARGAS, LIDIA. Pro-

grama regional de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano. Manual II: Criterios de selección. CEPIS/OPS/OMS. 1992. pp 30 - 46.

- RAAD RAAD, ALVARO. Evaluación técnica y económica de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Seminario de tratamiento de aguas residuales industriales. ACO-DAL, 1999. pp 67 - 77.

- RAS. Reglamento técnico de agua potable y saneamiento básico. Ministerio de Desarrollo Económico. Colombia. 2000.

- RODRIGUEZ TAPIA, LILIA; MORALES NOVELO, JORGE. La aplicación de instrumentos económicos para disminuir la contaminación del agua: Experiencias en el uso de cuotas por descargas de aguas residuales. Revista análisis económico XV, Número 031. 2000. pp 111 - 135.

- ROMERO ROJAS, Alberto. Tratamiento de aguas residuales: Teoría

y principios de diseño. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 2004. pp 163 - 174.

- SARMIENTO, G. Documento de manejo de aguas residuales y tasas retributivas. Seminario internacional sobre tratamiento de aguas residuales. Ministerio de Desarrollo Económico. Cartagena Colombia. 1992.

- SOUTHEASTERN REGIONAL BIOMASS. Economic impact of industrial wood energy use in the southeast region of the US. Volume III: Model description. 1989. pp 1 - 10.

- SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS SANITARIOS. Análisis económico sobre el tratamiento de los residuos industriales líquidos en Chile. División de estudios y normas. Riles en Chile. 1999. pp 1 - 16.

- USEPA. Water quality criteria. Chapter 2. Designation of uses. 1993. pp 2 -1 , 2 - 27.

CONFERENCIA

Participación del Sector Privado en la gestión del agua

El Negocio del Agua



Madrid, 27 de mayo de 2009
Auditorio Unidad Editorial



Unidad Editorial
Conferencias
Formación

Asociaciones Colaboradoras:



Publicaciones Colaboradoras:



Portales Colaboradores:



Resumen

Para determinar la eficacia de los humedales de flujo superficial en la mejora la calidad del agua de origen mixto (urbano e industrial) y su efecto en la revalorización de dicho recurso para un posterior uso en irrigación, se estudió el comportamiento de tres lechos plantados con *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. Se observó que este tipo de sistemas presenta una elevada capacidad para reducir las concentraciones de TSS, nitratos, nitritos y nitrógeno total a medida que el sistema gana en madurez. La principal causa de la eliminación de nitrógeno son los procesos de desnitrificación que se producen en el sedimento. Por otra parte el desarrollo de la biomasa del carrizo puede estar contribuyendo en la eficacia del tratamiento debido a la asimilación de nutrientes en sus tejidos.

Palabras clave:

Humedales construidos, flujo horizontal superficial, *phragmites australis*, industria cerámica, sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo.

Abstract**Free water surface constructed wetlands for urban-industrial wastewater treatment**

In order to assay superficial flow wetlands efficiency in the urban-industrial mixed wastewater quality improve and their effect in its revalorization for potential reuse in irrigation, three Free Water Surface Flow Wetlands were studied. The system presents a high capacity to reduce TSS, nitrate, nitrite and NT concentrations and this efficiency was growing up as the system mature. Denitrification processes in sediment is the main cause of nitrogen elimination. On the other hand reeds biomass development during this period could be contributing to treatment efficiency by means of reeds nutrients assimilation.

Keywords:

Constructed wetlands, free water surface flow, *phragmites australis*, ceramic industry, suspended solids, nitrogen, phosphorous.

Utilización de humedales construidos de flujo superficial en el tratamiento de aguas residuales de origen urbano-industrial

Por Mercedes García García¹, contratado titulado superior; Álvaro Cabezas Beaumont¹, becario postdoctoral; Francisco Comín Sebastián¹, profesor de investigación-director

¹Instituto Pirenaico de Ecología - CSIC

Avenida Montañana 1005

50192 Zaragoza

Tel: 976716134

Correo-e: mercedes@ipe.csic.es

1. Introducción

Durante los años 70 y 80, los humedales construidos han sido utilizados casi exclusivamente para el tratamiento de aguas residuales domésticas, (Hammer, 1989; Moshiri, 1993; Kadlec y Knight, 1996; Vymazal et al., 1998). En algunos casos, incluso, se han utilizado como tratamiento terciario en sistemas híbridos que combinan tratamientos convencionales y tratamientos blandos de depuración (Kinght, 1987; Kadlec and Knight, 1996; Toet et al., 2005). Desde los años 90, este tipo de sistemas han sido empleados con éxito en la depuración de todo tipo de aguas residuales, incluyendo efluentes de origen industrial (Tanner, 1994; Chen, et al., 2006; Hadad et al., 2006), lixiviados de vertedero (Nivala et al., 2007) y aguas de escorrentía tanto urbana como agrícola (Lee y Scholz, 2007). De ahí que sean los sistemas perfectos para tratar aguas

residuales de origen mixto urbano-industrial

En el término municipal de Viladecans, los usos del terreno se distribuyen principalmente en actividades agrícolas (567 ha=28% de la superficie) y superficies urbanizadas (405 ha=20% de la superficie). Por otra parte, las actividades de carácter industrial son también de gran importancia dentro del municipio (214 ha=10.5% de la superficie).

Todas estas prácticas requieren un elevado consumo de agua para su desarrollo. En base a optimizar la gestión de dicho recurso se plantea revalorizar tanto los vertidos urbanos como los industriales para una aplicación posterior en el riego de los cultivos colindantes.

A este respecto, la estación depuradora de Viladecans (Barcelona) realiza una importante labor en la mejora de la calidad del agua residual de origen urbano. Sin embargo, el agua resultante de la mezcla

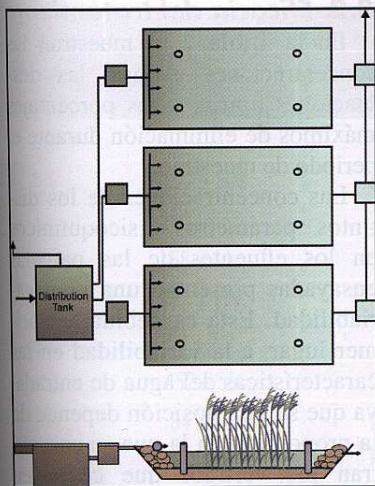


Figura 1. Esquema del funcionamiento y distribución de los tres humedales construidos en Viladecans

del efluente de la depuradora, el vertido cerámico de una industria cercana y el excedente de riego no tiene la suficiente garantía de calidad para su posterior utilización en agricultura.

El objetivo de este estudio es determinar la eficacia de la aplicación de humedales de flujo superficial, plantado con *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud, sobre la mejora de la calidad de agua de características mixtas (urbano-cerámico) para su posterior reutilización en riego.

2. Metodología

El sistema ensayado objeto de este estudio está situado en el municipio de Viladecans (60.000 habitantes), colindante al polígono industrial de dicha localidad, en unos terrenos utilizados principalmente como huertos hasta el 2005.

Se construyeron tres humedales de flujo superficial (FWS 1, FWS 2, FWS 3) de 10 m de largo por 5 m de ancho. Sobre una base impermeabilizada de poliuretano se vertieron 30 cm del mismo sustrato presente en la zona. Posteriormente, se plantó carrizo (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.) y se inundó hasta alcanzar una altura de nivel de lámina de agua de 30cm. En la parte anterior de cada lecho se dispuso

un filtro de gravas para favorecer los procesos de filtración y prevenir el tamponamiento y la aparición de canales preferenciales. La salida del efluente se produce, también, a través de unas gravas que actúan de desbaste donde un tubo conduce el agua saliente a una arqueta para su vertido de vuelta al canal de riego

Figura 1.

El agua que alimenta el sistema se toma de un canal que recoge, además del excedente de riego, el efluente bombeado de retorno de la EDAR de Viladecans y el vertido industrial procedente del lavado de las piezas cerámicas fabricadas por la industria Roca. Los dos vertidos se producían a la vez o separadamente en el tiempo según el funcionamiento del bombeo y de la fábrica. La entrada del afluente al sistema de humedales se realiza directamente a través de una arqueta de distribución que posibilita la regulación del caudal de cada una

Los usos del terreno se distribuyen principalmente en actividades agrícolas

de las parcelas así como el vaciado en el momento en que se supere la capacidad de carga.

En abril del 2004, las parcelas se plantaron con plántulas de *Phragmites australis* procedentes de vivero (ocho bandejas con 45 celdillas de 5x5cm y 12 bandejas de 20 celdillas de 10x5cm). La densidad media calculada con recuentos repetidos del número de pies en una superficie de 40x40cm fue de 66 ± 52 , 58 ± 47 en y 87 ± 72 pies de planta por m^2 en FWS1, FWS2 y FWS3 respectivamente. Al final del estudio las densidades medias observadas fueron de

850, 688 y 258 pies de planta por metro cuadrado respectivamente.

Previo a la inundación de las parcelas, se instalaron cuatro piezómetros construidos en PVC, dos en la parte proximal y dos en la parte distal, de cada sistema. Todos ellos se colocaron a una profundidad de entre 20 y 25 cm.

Entre marzo de 2004 y octubre de 2005, se tomaron seis muestras de agua tanto de los piezómetros como del afluente y efluente de cada reactor. En cuatro ocasiones, coincidiendo con los muestreos de agua, se recogieron tres testigos de sedimento (tubos de PVC $\phi=46mm$) y tres muestras de vegetación (40x40 cm) del interior de cada una las balsas de carrizo.

Parámetros como temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto en agua se midieron in situ mediante electrodos portátiles (Multicine P4-WTW). La alcalinidad y los sólidos totales en suspensión y en disolución (TSS, TDS) se analizaron en el laboratorio de acuerdo con la metodología estándar (APHA, 1989). Para determinar el nitrógeno total (NT), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), ortofosfato (PRS) y fósforo total (PT), tanto de las muestras de agua como en los extractos del sedimento, se utilizó un analizador de flujo continuo (Flowsys-Systea) siguiendo la metodología estándar (Apha, 1989) sobre muestras filtradas previamente a través de una membrana de fibra de vidrio (Whatman GF/C). Por otra parte la biomasa de la vegetación así como densidad aparente, contenido en materia orgánica y humedad en los sedimentos, también fueron analizados. Todos los análisis se realizaron en el laboratorio de aguas y suelos del servicio de análisis del IPE.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización del agua de entrada

La carga superficial aplicada fue muy variable (883mm d-1 - 177mm d-1) dependiendo del momento de

	Efluente E.D.A.R.	Efluente industrial	Afluente
pH	7,88	7,74	7,86
Temperatura	23,5	23,3	25,4
Conductividad	3,31	3,90	4,21
Salinidad	1,75	1,50	1,88
O.D.	7,43	6,92	7,57
TSS	30	15	30
TDS	1786	2150	1938
Cl ⁻	448	319	218
SO ₄ ²⁻	39,2	81,3	41,7
Ca ²⁺	215	453	179
Mg ²⁺	60,2	17,7	46,4
HCO ₃ ⁻	523	454	507
Na ⁺	179	73	104
K ⁺	19,7	3,1	8,3
NO ₃ ⁻	13,2	60,3	67,9
NO ₂ ⁻	1,22	2,41	3,71
NH ₄ ⁺	3,31	3,35	2,20
NT	11,3	12,2	18,8
PT	3,30	0,32	1,11
PRS	5,18	0,36	2,58

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los vertidos urbano e industrial y del canal y del afluente de los humedales. Valores medios considerando todo el periodo de muestreo (n=6). Todos los parámetros están expresados en mg L⁻¹ excepto pH Temperatura (°C) y Conductividad (mS cm⁻¹).

muestreo y del humedal. El tiempo de retención hidráulico fue muy bajo para este tipo de sistemas (40-8h). Por otra parte, se observaron con cierta frecuencia procesos de colmatación y taponamiento del sustrato, causados por la acumulación de caolín procedente de los vertidos de la industria cerámica. El taponamiento de los orificios de la tubería de entrada era relativamente frecuente debido a la deposición de materiales, lo que producía una variabilidad considerable en el tiempo de retención hidráulico al que operaban los sistemas. Los caudales medios fueron 523 ± 300, 456 ± 87 y 654 ± 203mm d-1 para FWS1, FWS2 y FWS3, respectivamente.

Como se ha mencionado anteriormente, el agua a tratar proviene

en parte de los vertidos de una industria cerámica que contienen cantidades importantes de sólidos en suspensión alcanzando valores de 2.016mg L⁻¹ de residuo seco (sólidos en suspensión + sólidos en disolución) y un aporte considerable de iones calcio y bicarbonatos (**Tabla 1**). En ocasiones, el excedente de la EDAR de Viladecans, cuyas características físico-químicas se describen en la Tabla 1, se bombea en retorno y se mezcla con este vertido y con el agua que el canal de riego transporta, dando origen al afluente de la planta experimental. Entre las características fisicoquímicas de los distintos vertidos hay que resaltar sobretudo, la elevada concentración en nitratos del vertido industrial con respecto a la concentración de nitratos del vertido de la EDAR.

3.2. Eficacia del tratamiento

En la **Tabla 2** se muestran las concentraciones medias, las desviaciones típicas y los porcentajes máximos de eliminación durante el periodo de muestreo.

Las concentraciones de los distintos parámetros fisicoquímicos en los efluentes de las parcelas ensayadas presentan una gran variabilidad. Ésta es debida, en primer lugar, a la variabilidad en las características del agua de entrada, ya que su composición depende de la proporción en la que se encuentran los vertidos que confluyen para formar el afluente de la planta de tratamiento. En segundo lugar, depende de la carga aplicada, que viene determinada a su vez por la superficie, la concentración en materia contaminante y el caudal, que como se ha comentado anteriormente fue muy variable, oscilando entre 883mm d-1 de máximo y 177mm d-1 de mínimo. De aquí la gran importancia, a la hora de conseguir un funcionamiento estable, del control riguroso de los caudales aplicados.

La variabilidad en la carga de entrada repercute sobre el rendimiento del sistema, de forma que los porcentajes de retención de los nutrientes disminuirán con el incremento de la carga de entrada (Howard-Williams, 1985, Hammer y Knight, 1994, Soto et al. 2000). Otro factor que influye en la eficacia de tratamiento es el estado de estabilización y madurez tanto del sustrato como de la vegetación que conforman el conjunto del sistema. En este sentido cabría esperar una mayor inmovilización de los nutrientes en aquellas épocas en las que el carrizo estuviera en la etapa de mayor desarrollo coincidiendo con la primavera y verano. Sin embargo, en nuestro caso, no tenemos prueba de ello debido al efecto que tiene la gran variabilidad de las cargas aplicadas.

Por otra parte, se observa que los sólidos en suspensión son retenidos de forma muy efectiva por el siste-

ARTÍCULOS TÉCNICOS

	FWS 1		FWS 2		FWS 3	
	Conc. (mg L ⁻¹)	Máxima eliminación (%)	Conc. (mg L ⁻¹)	Máxima eliminación (%)	Conc. (mg L ⁻¹)	Máxima eliminación (%)
TSS	10 ± 6,7	91,87	9.1 ± 7,5	81,62	28 ± 54	92,11
TDS	1827 ± 303	30,45	1923 ± 324	19,34	1797 ± 252	31,02
Cl ⁻	240 ± 168	20,03	253 ± 184	14,41	271 ± 208	6,65
SO4 ²⁻	58 ± 34	-22,13	52 ± 32	-6,88	43 ± 25	2,67
Ca ²⁺	313 ± 179	-4,42	275 ± 127	-2,55	237 ± 92	3,06
Mg ²⁺	50 ± 7,9	8,47	53 ± 9,7	0,00	52 ± 7,8	5,15
HCO3 ⁻	452 ± 55	28,75	415 ± 121	48,58	473 ± 73	28,75
Na ⁺	84 ± 63	28,54	56 ± 37	54,64	32 ± 29	70,70
K ⁺	3,9	80,07	2,6	86,57	3,8	80,51
NO3 ⁻	50 ± 36	82,45	56 ± 37	83,56	44 ± 35	80,18
NO2 ⁻	4,78 ± 4,37	74,30	5,15 ± 5,69	97,14	4,76 ± 5,58	99,02
NH4 ⁺	2,08 ± 1,55	51,11	2,61 ± 1,44	82,86	1,90 ± 1,53	85,83
NT	20 ± 11	53,80	19 ± 11	56,73	16 ± 11	48,89
PT	1,18 ± 0,80	80,78	1,1 ± 0,56	78,08	1,68 ± 1,08	37,89
PRS	2,75 ± 1,96	63,15	2,43 ± 1,46	74,18	3,78 ± 2,48	2,92

Tabla 2. Características fisicoquímicas de los efluentes recogidos a la salida de cada una de las parcelas. Valores promedio, desviaciones típicas (n=6) y porcentajes de eliminación máxima encontrados. Todos los parámetros están expresados en mg L⁻¹.

ma (81-92%), cumpliendo con lo indicado en otros trabajos (Kadlec y Knight, 1996). Las distintas fracciones del nitrógeno, como el NO₃⁻ y el NO₂⁻, son eliminadas en la misma medida e incluso, en ocasiones, por encima de los rangos encontrados para los sólidos en suspensión (80-82 en NO₃⁻ y 74-99% en NO₂⁻). Estos resultados se ajustan a los obtenidos en distintos estudios realizados a lo largo del mundo, como recoge (Vymazal, 2007) en su revisión, y con los encontrados en experiencias realizadas en países mediterráneos (Masi y Martinuzzi, 2007). La máxima eficacia de eliminación de estos parámetros se presenta en las últimas etapas del estudio, una vez que ha transcurrido un tiempo considerable para la estabilización del sistema, mientras que las mayores reducciones de PT y PRS se produjeron en los primeros muestreos cuando el sustrato de las parcelas no estaba colmatado. Los porcentajes mínimos de eliminación de PT y PRS alcanzaron en varios

casos, valores negativos lo que supone una resuspensión del fósforo adsorbido, característico de lechos poco estabilizados.

*Los sólidos
en suspensión
son retenidos
de forma
muy efectiva por
el sistema
(81-92%)*

En las Figuras 2 y 3 se muestran los balances de nitrógeno y fósforo tanto en el afluente como en los efluentes de los tres sistemas ensayados. Los procesos que rigen la eliminación del nitrógeno en este tipo de humedales construidos son principalmente las reacciones de nitrificación/desnitrificación (Neely y Baker, 1989; Reddy y D'Angello,

1994), que suponen el 60-95% del nitrógeno total retenido (Bartlett et al., 1979; Cooke, 1994). Sin embargo, también ocurren otro tipo de procesos como la volatilización del amonio, y la asimilación del nitrato en los tejidos vegetales y la adsorción del amonio en el sedimento (Sirivedhin y Gray, 2006; Vymazal, 2007; Reddy y Patrick, 1984). Estos mecanismos ocurren en distinta medida dependiendo de las condiciones ambientales, de diseño y operación de cada una de los tratamientos. En nuestros sistemas, la concentración de oxígeno en la lámina de agua es suficientemente alta como para que se desarrollen las reacciones de nitrificación, mientras que, la disminución de la concentración de oxígeno disuelto y los potenciales de oxido reducción detectados en el agua subsuperficial de los piezómetros (datos no mostrados) crea unas condiciones apropiadas para que se desarrollen los procesos de desnitrificación (Comín et al., 2007).

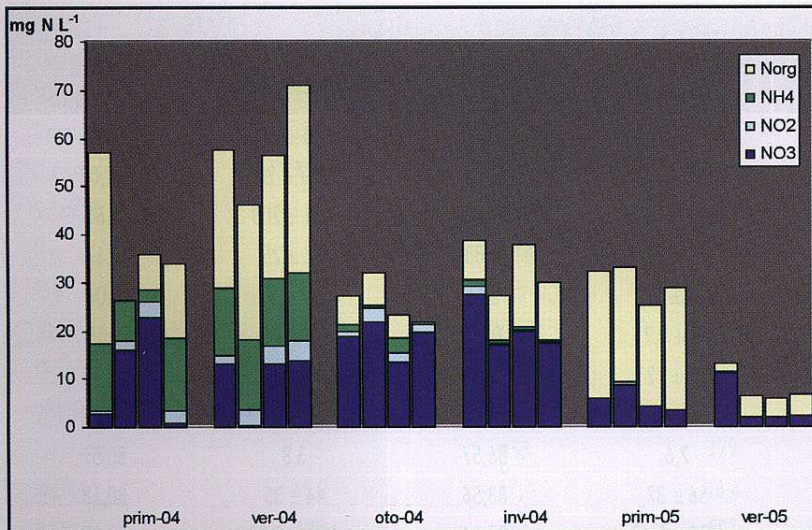


Figura 2. Balance de masas de los compuestos de nitrógeno en el afluente y en los efluentes de los tres humedales. Variación estacional.

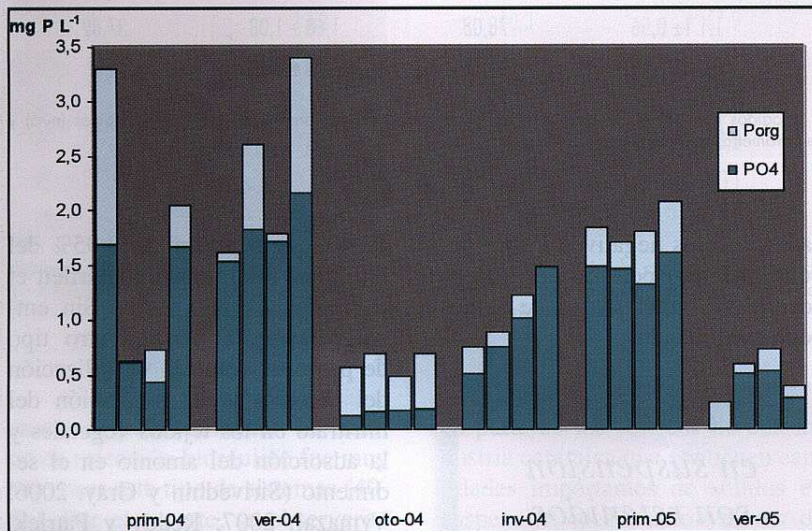


Figura 3. Balance de masas de los compuestos de fósforo en el afluente y en los efluentes de los tres humedales. Variación estacional.

En la primera etapa de funcionamiento (primavera 2004), los procesos de nitrificación/desnitrificación ocasionan que el nitrógeno orgánico (Norg) que entra al sistema, sea en parte, eliminado y en parte, transformado en nitrato (FWS1 y FWS2) o amonio (FWS3). En el verano de 2004, la cantidad de nitrógeno orgánico que sale de los tres sistemas no disminuye significativamente con respecto del afluente e incluso se observa que aumenta en algunos casos, debido al aporte del material

vegetal proveniente de los macrófitos. Sin embargo, en FWS 1 se produce la eliminación total del nitrato. Durante el otoño, invierno y primavera siguientes, la eliminación de las distintas formas del nitrógeno fue muy variable dependiendo del sistema, aunque se observaba una cierta capacidad de eliminación del nitrato, sobre todo en invierno. Sin embargo, es en el verano de 2005 cuando se observa una clara eliminación del nitrato por parte de los tres lechos de carrizo ensayados,

produciendo efluentes que cumplen con la legislación vigente sobre vertido en zonas sensibles (10mg NT L-1, CEE 91/271, 1991). A medida que transcurre el tiempo los humedales se estabilizan, lo que se traduce en un aumento de la eficacia de depuración del nitrógeno como demuestran los valores encontrados en el último muestreo realizado.

Por otra parte, se registra (Figura 3) una cierta eficacia en la eliminación del fósforo del afluente sobre todo por parte de FWS1 y FWS2 en la primera etapa de funcionamiento. Esto es debido a procesos de sedimentación, filtración y adsorción principalmente (Vymazal, 2007). Sin embargo, procesos de difusión, resuspensión y deposición de los tejidos muertos de los macrófitos provocan que en muestreos posteriores aumenten, tanto el fósforo orgánico como el fósforo reactivo soluble.

Teniendo en cuenta todo el periodo desde primavera del 2004 hasta verano del 2005 (Figura 4) se observa una disminución de la concentración del nitrógeno total en los efluentes de los tres humedales. Mientras que en FWS1 y FWS2 se están produciendo procesos de oxidación del nitrógeno orgánico y en menor medida del amonio, en FWS3 se produce una desnitrificación con la consecuente desaparición del nitrato.

Por otra parte, aunque predominan los procesos de resuspensión del fósforo desde el sedimento hacia la masa de agua del humedal, la concentración media de fósforo total también disminuye en FWS1 y FWS2. En FWS3, por el contrario, aumenta. Los procesos de resuspensión del fósforo son debidos a deficiencias en el funcionamiento y mantenimiento del sistema e indican que los sólidos en suspensión provenientes de la industria cerámica no favorecen adecuadamente la precipitación del mismo.

3.3 Caracterización del sedimento

Se observa un aumento paulatino de la concentración de materia orgánica

ARTÍCULOS TÉCNICOS

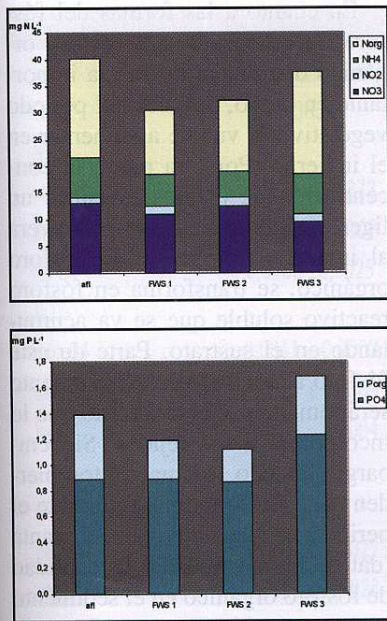


Figura 4. Balance de masas de los compuestos de nitrógeno (arriba) y fósforo (abajo) en el afluente y en los efluentes de los tres humedales. Concentraciones medias teniendo en cuenta todo el periodo de muestreo n=6.

nica de la capa superficial del sedimento (entre 2 y 6 cm de profundidad) que forma la base del humedal (Figura 5). Por otra parte se distingue una disminución de la densidad aparente del sedimento, que es indicativo de un gran esponjamiento y un bajo índice de compactación característico de sedimentos poco mineralizados y con gran contenido en materia orgánica. Unido a este esponjamiento, aparece también un aumento de la porosidad y del porcentaje de humedad (Figura 5).

Se puede concluir, que a medida que transcurre el tiempo y el sistema madura, se observa una acumulación de materia orgánica en el sustrato debido a la deposición de la biomasa muerta del carrizo y a la sedimentación de las grandes partículas de materia orgánica que transporta consigo el afluente (Comín et al., 2007). Ello repercute en una mejora de la estructura del sedimento para poder albergar las distintas reacciones físico-químicas que intervienen en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo.

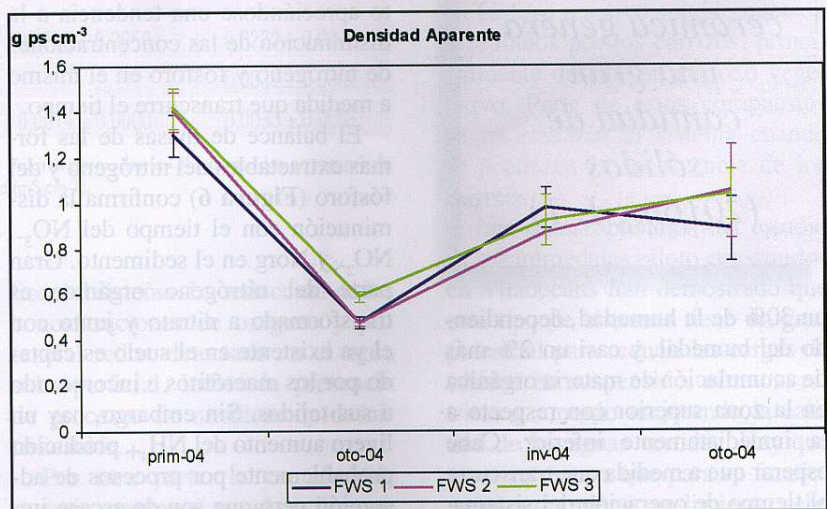
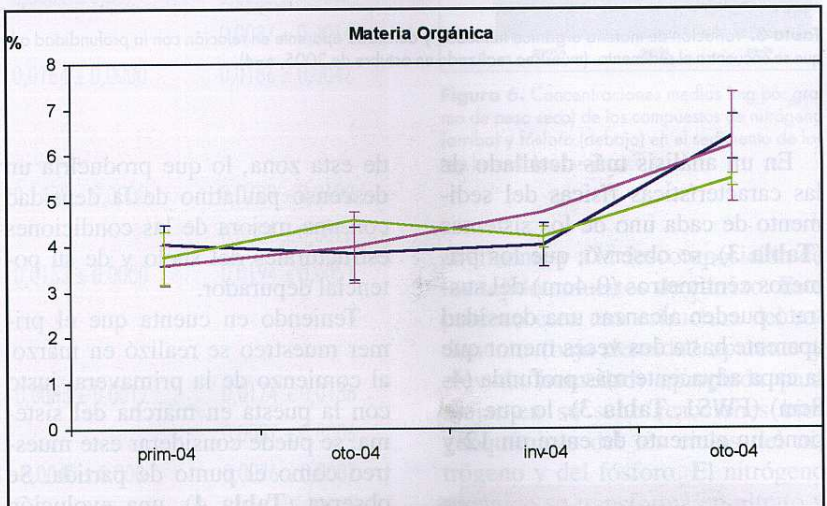
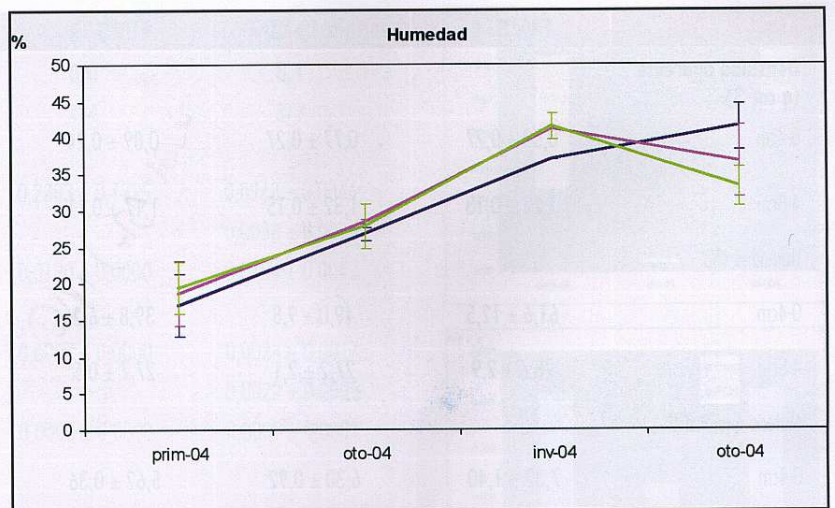


Figura 5. Variación estacional del porcentaje de humedad y materia orgánica en el sedimento a lo largo del periodo de estudio expresada en tanto por ciento de pérdida de peso a 100 y 450°C respectivamente. Variación del valor de densidad aparente del sedimento expresado en g de peso seco por cm³. (n=3).

	FWS 1	FWS 2	FWS 3
Densidad aparente (g cm⁻³)			
0-4cm	0,53 ± 0,27	0,77 ± 0,27	0,89 ± 0,24
4-8cm	1,22 ± 0,13	1,32 ± 0,15	1,17 ± 0,11
Humedad (%)			
0-4cm	61,6 ± 12,5	49,0 ± 9,8	39,8 ± 6,2
4-8cm	28,6 ± 2,9	27,2 ± 2,1	27,7 ± 0,5
Materia orgánica (%)			
0-4cm	7,32 ± 1,40	6,30 ± 0,92	5,62 ± 0,36
4-8cm	5,42 ± 0,48	6,02 ± 1,61	5,25 ± 0,26

Tabla 3. Variación de materia orgánica humedad y densidad aparente en relación con la profundidad a la que se encuentra el sedimento. (muestreo realizado en octubre de 2005, n=4).

En un análisis más detallado de las características físicas del sedimento de cada uno de los sistemas (Tabla 3), se observó, que los primeros centímetros (0-4cm) del sustrato pueden alcanzar una densidad aparente hasta dos veces menor que la capa adyacente más profunda (4-8cm) (FWS1, Tabla 3), lo que supone un aumento de entre un 12 y

de esta zona, lo que produciría un descenso paulatino de la densidad con una mejora de las condiciones estructurales del suelo y de su potencial depurador.

Teniendo en cuenta que el primer muestreo se realizó en marzo, al comienzo de la primavera, justo con la puesta en marcha del sistema, se puede considerar este muestreo como el punto de partida. Se observa (Tabla 4), una evolución de las características del sedimento apreciándose una tendencia a la disminución de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el mismo a medida que transcurre el tiempo.

El balance de masas de las formas extractables del nitrógeno y del fósforo (Figura 6) confirma la disminución con el tiempo del NO₃⁻, NO₂⁻ y Norg en el sedimento. Gran parte del nitrógeno orgánico es transformado a nitrato y junto con el ya existente en el suelo es captado por los macrófitos e incorporado a sus tejidos. Sin embargo, hay un ligero aumento del NH₄⁺ producido probablemente por procesos de adsorción pero que son de escasa importancia en comparación con otros procesos que se están desarrollando en el humedal (Vymazal, 2007).

En cuanto a las formas del fósforo, se observa que el fósforo orgánico disminuye de forma importante en otoño, después del periodo vegetativo, y vuelve a aumentar en el invierno. Por otra parte, la concentración de ortofosfato sufre un ligero aumento desde la primavera al invierno (Figura 6). El fósforo orgánico, se transforma en fósforo reactivo soluble que se va acumulando en el sustrato. Parte de este fósforo acumulado en el sedimento será tomado por el macrófito que lo incorporará a sus tejidos. Sin embargo, cuando los macrófitos pierden parte de su biomasa, durante el periodo no vegetativo de la planta (datos no mostrados), la cantidad de fósforo orgánico en el sedimento aumenta debido al aporte de partículas orgánicas procedentes de los tejidos muertos del carrizo (invierno, 2004).

La adsorción del fósforo en los sedimentos es el principal mecanismos de retención de fósforo en los humedales de flujo superficial como los que aquí se estudian (Vymazal, 2007). En nuestro caso, este proceso se alterna con procesos de re-suspensión en los que el ortofosfato vuelve a formar parte de los nutrientes disueltos en la lámina de agua, como se ha descrito anteriormente (Figuras 3 y 4). Que el sistema elimine o exporte fósforo depende de las condiciones de operación del humedal, lo que van a determinar que tipo de situación se está dando mayoritariamente.

4. Conclusiones

La industria cerámica genera una inmensa cantidad de sólidos (2.016mg L⁻¹), lo que produce que la carga superficial de sólidos en suspensión en el afluente oscile entre 1-130g m⁻² d⁻¹. Esto que indica que en ocasiones se supera con creces la carga máxima de 5g m⁻² d⁻¹ marcada por (Winter y Goetz, 2003) para evitar procesos de taponamiento en humedales de flujo vertical. El sistema alcanza una eliminación máxima del 92% en TSS, 99% en

La industria cerámica genera una gran cantidad de sólidos (2016mg L⁻¹)

un 30% de la humedad, dependiendo del humedal, y casi un 2% más de acumulación de materia orgánica en la zona superior con respecto a la inmediatamente inferior. Cabe esperar que a medida que transcurre el tiempo de operación del sistema, se vaya acumulando más materia orgánica en la capa superficial del sustrato, aumentando el espesor

	FWS 1	FWS 2	FWS 3
pH	7,9	8,0	8,1
Cond	383	444	379
NO ₃ -			
prim-04	0,1929 ± 0,2373	0,2383 ± 0,1995	0,0963 ± 0,0046
oto-04	0,0018 ± 0,0002		0,0038 ± 0,0024
inv-04	0,0182 ± 0,0025	0,0120 ± 0,0000	0,0154 ± 0,0043
NO ₂ -			
prim-04	0,0011 ± 0,0002	0,0007 ± 0,0000	0,0024 ± 0,0017
oto-04	0,0019 ± 0,0003		0,0022 ± 0,0005
inv-04	0,0010 ± 0,0004	0,0005 ± 0,0000	0,0009 ± 0,0001
NH ₄ +			
prim-04	0,0028 ± 0,0021	0,0069 ± 0,0079	0,0033 ± 0,0019
oto-04	0,0054 ± 0,0028		0,0037 ± 0,0014
inv-04	0,0260 ± 0,0083	0,0164 ± 0,0000	0,0186 ± 0,0047
NT			
prim-04	0,1562 ± 0,0000	0,1498 ± 0,0000	0,0730 ± 0,0100
oto-04	0,0076 ± 0,0028		0,0081 ± 0,0026
inv-04	0,0230 ± 0,0009	0,0153 ± 0,0000	0,0194 ± 0,0051
PT			
prim-04	0,0082 ± 0,0016	0,0083 ± 0,0012	0,0174 ± 0,0186
oto-04	0,0033 ± 0,0002		0,0037 ± 0,0006
inv-04	0,0073 ± 0,0003	0,0040 ± 0,0000	0,0076 ± 0,0002
PRS			
prim-04	0,0090 ± 0,0021	0,0106 ± 0,0050	0,0220 ± 0,0240
oto-04	0,0024 ± 0,0003		0,0031 ± 0,0001
inv-04	0,0031 ± 0,0004	0,0014 ± 0,0000	0,0033 ± 0,0001

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos en los sedimentos. Valores promedio (n=3) expresados en mg g⁻¹ de peso seco de sedimento excepto para pH y conductividad (mS cm⁻¹).

NO₂⁻, 96% en NO₃⁻, y 80% en NT en las muestras de agua. En general, se produce un descenso en las concentraciones de los compuestos de nitrógeno y fósforo (Figuras 3-5). Sin embargo aparecen procesos de resuspensión, principalmente de fósforo, debido a cambios en el nivel de agua como resultado de la variación en el caudal de entrada y al bajo tiempo de retención hidráulico del sistema.

La reducción de las concentraciones de oxígeno y potencial redox detectada en el agua subsuperficial, indica la presencia de procesos de nitrificación-desnitrificación.

Por otra parte, la cantidad de materia orgánica en el sedimento aumenta a medida que el sistema madura debido a la deposición de la materia orgánica transportada por

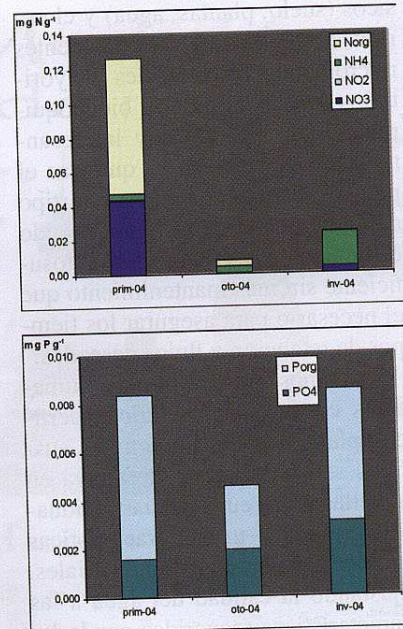


Figura 6. Concentraciones medias (mg por gramo de peso seco) de los compuestos de nitrógeno (arriba) y fósforo (debajo) en el sedimento de los tres humedales. (n=9).

el afluyente y a la descomposición de los tejidos muertos de carrizo. Este proceso crea una estructura del sedimento (baja densidad aparente y elevada humedad) apropiada para alojar en su seno reacciones biogeoquímicas de los ciclos del nitrógeno y del fósforo. El nitrógeno orgánico se transforma en nitrato y el fósforo orgánico se transforma en fósforo reactivo soluble que son asimilados por los carrizos, principalmente durante su periodo vegetativo. Parte de estos compuestos se recircularán al sistema cuando se produzca la senescencia de los mismos.

Los datos obtenidos del estudio de los humedales piloto construidos en Viladecans han demostrado que este tipo de sistemas tiene un gran potencial para reducir las cargas de sólidos en suspensión, nitratos, nitritos y amonio mejorando la calidad de las aguas vertidas. Hay que tener en cuenta que para su funcionamiento a pleno rendimiento debe transcurrir un tiempo de 1-2 años necesario para la estabilización de las relaciones entre componentes fí-

sicos (suelo, plantas, agua) y el enriquecimiento de los componentes microbianos responsables mayoritarios de los procesos biogeoquímicos. Un aspecto muy interesante a tener en cuenta es que tras el periodo de estabilización, este tipo de sistemas siguen funcionando eficientemente y de forma autosuficiente sin más mantenimiento que el necesario para asegurar los tiempos de retención y flujos deseados.

Podemos concluir que los humedales construidos de flujo superficial plantados con *Phragmites australis* son una buena alternativa en aquellas áreas cuyas aguas residuales presenten unas características mixtas entre urbanas e industriales, ajustando la calidad del agua a las características requeridas por la legislación vigente (CEE 91/271).

5. Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por el Área de Medio ambiente y Espacio Público del Ayuntamiento de Viladecans.

6. Bibliografía

- APHA-Standard methods for the examination of water and wastewater (1989). 17th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution control Federation., Washington DC, USA.
- Bartlett, M.S.; Brown, L.C.; Hanes, N.B.; Nickerson, N.H. (1979). Denitrification in freshwater wetlands soil. *J. Environ. Qual.*, 8: 460-464.
- Chen, T.Y.; Kao, C.M.; Yeh, T.Y.; Chien, H.Y.; Chao, A.C. (2006). Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study. *Chemosphere* 64(3): 497-502.
- Cooke, J.G. (199). Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Water Science and Technology.*, 29: 209-217.
- Comín, F.; García, M.; Cabezas, A.; González, E.; Gallardo, B.; González, M.; Ciancarelli, C. (2007). Surface flow constructed wetland for urban and ceramic industry effluents treatment. *Procc. SMALLWAT07 II International Congress Wastewater Treatment in Small*
- Hadad, H.R.; Maine, M.A.; Bonetto, C.A. (2006). Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63(10): 1744-1753.
- Hammer, D. and Knight, R.L. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Science and Technology* 29(4): 15-27.
- Hammer, D. (1989). *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*. Michigan, USA: Lewis Publishers Inc.
- Howard-Williams, C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biol.*, 15: 391-431.
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Knight, R.L.; McKim, T.W.; Kohl, H.R. (1987). Performance of a natural wetland treatment system for wastewater management. *J. Wat. Poll. Contr Fed* 59(8), 746-754.
- Lee, B.H. and Scholz, M. (2007). What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff?. *Ecological Engineering* 29(1): 87-95.
- Masi, F. and Martinuzzi, N. (2007). Constructed wetlands for the Mediterranean countries: Hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination* 215(1-3): 44-55.
- Moshiri, G.A. (1993). *Constructed wetlands for water quality improvement*. Florida, USA: Lewis publishers.
- Neely, R.K. & Baker, J.L. (1989). Nitrogen and phosphorus dynamics and the fate of agricultura runoff. In: *Northern Prairie Wetlands*. A.G. Van der Valk (ed.): 92-131. Iowa State University Press, IA, USA.
- Nivala, J.; Hoos, M.B.; Cross, C.; Wallace, S.; Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380(1-3): 19-27.
- Reddy, K.R. & D'Angello, E.M. (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. In: *Global Wetlands: Old World and New*. W.J. Mitsch (ed.): 309-324. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Reddy, K.R. & Patrick, W.H. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, 13: 273-309.
- Sirivedhin, T. and Gray K.A. (2006). Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering* 26(2): 167-181.
- Soto, F.; García, M.; Bécares, E. (2000). Seasonal differences in removal efficiencies using *Scirpus lacustris* for wastewater treatment. *Procc. 7th International conference on Wetland system for Water Pollution Control*. Florida.
- Tanner, C.C. (1994). Treatment of Dairy Farm Wastewaters in Horizontal and up-Flow Gravel-Bed Constructed Wetlands. *Water Science and Technology* 29(4): 85-93.
- Toet, S.; Van Logtestijn, R.S.P.; Schreijer, M.; Kampf, R.; Verhoeven, T.A. (2005). The functioning of wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. *Ecol. Eng.* 25; 101:124.
- Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper P.F.; Harberl, R. (1998). *Constructed Wetlands for wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Plubishers, Leiden. 366pp
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380(1-3): 48-65.
- Winter, K.J. and Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 48(5): 9-14.