

MEDIOS DE SOPORTE ALTERNATIVOS PARA LA REMOCIÓN DE FÓSFORO EN HUMEDALES ARTIFICIALES

Víctor Manuel LUNA PABELLO y Héctor Faustino RAMÍREZ CARRILLO

Departamento de Biología, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 D. F., México. Tel/fax: +(52) 56223763. Correo electrónico: lpvictor@servidor.unam.mx

(Recibido abril 2003, aceptado diciembre 2003)

Palabras clave: humedales artificiales, fósforo, adsorción, aguas residuales

RESUMEN

Los humedales artificiales de flujo sub-superficial (HAFS), son sistemas de tratamiento de aguas residuales cuyo diseño tradicional permite remover entre 40 y 60 % del fósforo total presente. Aproximadamente, 90% de la remoción es debida a procesos de adsorción que ocurren en el medio filtrante (MF) y el 10 % restante, se debe a las plantas vasculares y a los microorganismos. Este estudio se enfocó a la evaluación de los materiales CAS, PIECA y EVOL, como substitutos del MF usado convencionalmente en HAFS. Los experimentos se realizaron empleando cuatro columnas de PVC, tres empacadas con cada uno de los MF substitutos y la cuarta con gravilla, como material de referencia. La alimentación de las columnas (flujo descendente) fue intermitente usando agua residual clarificada proveniente de un sistema de lodos activados. El valor de dicha alimentación fue de 127 mm³/mm² por día, que es diez veces superior con respecto a lo indicado en las normas de operación para HAFS. El agua experimental fue esterilizada previamente y enriquecida con KH₂PO₄, con objeto de minimizar la presencia de microorganismos y para incrementar su contenido de ortofosfatos hasta 22 mg/L, respectivamente. De acuerdo con los resultados obtenidos, los valores de conductividad hidráulica, para los cuatro materiales, estuvieron dentro del intervalo aceptable (1 x 10⁻⁴ m³/m²s a 1 x 10⁻⁶ m³/m²s) para el correcto empacado de sistemas de HAFS. Durante las seis semanas de experimentación, los materiales CAS y PIECA alcanzaron y mantuvieron una remoción alta de ortofosfatos (92 %). Para el material EVOL, la máxima remoción lograda fue de 60 %, disminuyendo hasta 48 % al final de la prueba. Con relación a la gravilla, la capacidad de remoción lograda a través de la experimentación fue de 42 %. En consecuencia, los materiales que resultan más prometedores para ser usados como MF para HAFS, son CAS y PIECA, los que pueden remover 119 % más de ortofosfato que el material de referencia.

Key words: artificial wetlands, phosphorus, adsorption, wastewaters

ABSTRACT

The subsurface flow artificial wetlands (SFAW) are wastewater treatment systems whose design allow removal rates between 40 % and 60 % for total phosphorus. Approximately 90 % of this removal are achieved by adsorption processes on the filter media (FM) and, the remaining 10 %, through uptake by vascular plants and microorganisms. The present study focused on the evaluation of the materials CAS, PIECA and EVOL, as substitutes for conventional FM in SFAW. The experiments were carried out using four PVC columns, three packed with a different FM each and the fourth with gravel, as the reference material. The columns were fed intermittently (descendent flow) using clarified wastewater from an activated sludge plant. They were fed with about 127 mm³/mm² 24 hours a day. This amount is ten times fold the one mentioned in guidelines for the operation of SFAW. The experimental water was previously sterilized and

enriched with KH_2PO_4 , in order to reduce the presence of microorganisms and to increase the phosphorus concentration up to 22 mg/L, respectively. According to the obtained results, the values of the hydraulic conductivities of the four FM were in an acceptable range ($1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{s}$ to $1 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{s}$) in order to correct packing of SFAW systems. During the six weeks of experimentation, two materials, CAS and PIECA achieved and maintained a high removal rate of total phosphorus (92%). For EVOL, the maximum removal rate reached was 60 %, decreasing to 48% at the end of the test. In relation to the gravel, the capacity of removal reached throughout the experimentation was 42 % and higher. The most promising alternative FM for SFAW, are CAS and PIECA which can remove up to 119 % more total phosphorus than the reference material.

INTRODUCCIÓN

La descarga de aguas residuales domésticas e industriales propicia, en los cuerpos receptores, el aumento de materia orgánica, nutrimentos, compuestos tóxicos y microorganismos indeseables. En México, más de 70 % de los cuerpos acuáticos superficiales (lagunas, arroyos, ríos, embalses, etc.) muestran diversos tipos y grados de contaminación (CNA 1997, INEGI 1999), ya que por lo general reciben aguas residuales no tratadas. De manera particular, la eutroficación de cuerpos de agua es un fenómeno que debe ser prevenido, tanto por los efectos ambientales adversos que conlleva, como desde el punto de vista del aprovechamiento del recurso para abastecimiento de agua y para su uso en las diferentes actividades humanas. Se sabe que la eutroficación es provocada por el aumento de nutrimentos en el agua, específicamente por compuestos de nitrógeno (N), como los nitratos (NO_3^-) y de fósforo (P), como los ortofosfatos (H_xPO_4^n). La eutroficación tiene como principal consecuencia el alto incremento en la productividad primaria (presencia de organismos fotosintéticos), lo que a su vez ocasiona el envejecimiento prematuro y la eventual extinción del embalse (Adler *et al.* 1996, Wood y McAtamney 1996, Brix 1997). En este sentido, si bien el P es un elemento promotor, también puede ser visto como el nutrimento limitante; en consecuencia, su eliminación en las corrientes de agua repercutiría en la prevención de la eutroficación de los cuerpos acuáticos receptores (Nguyen *et al.* 1997, Li *et al.* 1999). Cabe señalar que por lo general los H_xPO_4^n , cuyos principales derivados son el fosfato (PO_4^{3-}), el fosfato monoácido (HPO_4^{3-}) y el ácido fosfórico (H_3PO_4), constituyen 80 % del total de las formas en las que se encuentra el P en las aguas residuales de tipo doméstico (Drizo *et al.* 1997, Jing *et al.* 2001, Lin *et al.* 2002). Aunado a esta situación, la mayoría de las plantas de tratamiento convencional, actualmente existentes en México, sólo han sido diseñadas para remover compuestos de carbono, por lo que muestran deficiencias funcionales para eliminar compuestos fosforados (Mazari 2000). Asimismo, se ha comprobado que los sistemas de tratamiento de tipo fisicoquímico son capaces de remover P por arriba de

60 % en aguas residuales de tipo doméstico, que poseen en promedio 10 mg/L, medido como fósforo total (PT) (Samutt *et al.* 1994, CNA 1999). Sin embargo, este tipo de tratamientos presenta como inconvenientes su alto costo de operación y la generación de cantidades abundantes de lodos no estabilizados, mismos que requieren de un tratamiento posterior (Davies y Cottingham 1993, House *et al.* 1994, Brooks *et al.* 2000). Para resolver este tipo de problemática se deben encontrar alternativas de solución viables, en función de los recursos disponibles y apegadas a los criterios de calidad del agua para la protección de la vida acuática, así como a las disposiciones ambientales internacionales. Estas últimas, estipulan niveles máximos permisibles de descarga de PT entre 1 y 5 mg/L. En el caso específico de México, la normatividad nacional vigente aplicable es la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, la que indica valores máximos permitidos de PT de 5 mg/L, como promedio mensual y de 10 mg/L como promedio diario, susceptibles de ser descargados en ríos, destinados a la protección de la vida acuática y en embalses naturales y artificiales para uso público urbano (Diario Oficial de la Federación 1997). Una alternativa relativamente novedosa para el tratamiento de aguas residuales domésticas la constituye el empleo de humedales artificiales. Este tipo de tratamiento fue desarrollado formalmente en la década de los años sesenta por Seidel y Kickut bajo el nombre de método de zona de la raíz (Brix 1994). No obstante, a través de los años siguientes se desarrollaron diversas variantes entre las que se encuentran los humedales artificiales de flujo sub-superficial (HAFS), los que han demostrado ventajas operantes frente a las otras variantes. Los HAFS son sistemas de tratamiento diseñados y construidos con base en el funcionamiento de humedales naturales. Básicamente están conformados por tres componentes: 1. el medio filtrante o material de empaque, 2. plantas vasculares emergentes y 3. los microorganismos que se desarrollan en el medio filtrante y en las raíces y rizomas de las plantas vasculares (Fig.1). Desde el punto de vista operante, consisten en hacer pasar el agua residual a tratar, preferentemente con bajo contenido en sólidos, por un medio de soporte, o lecho, conformado con material filtrante que

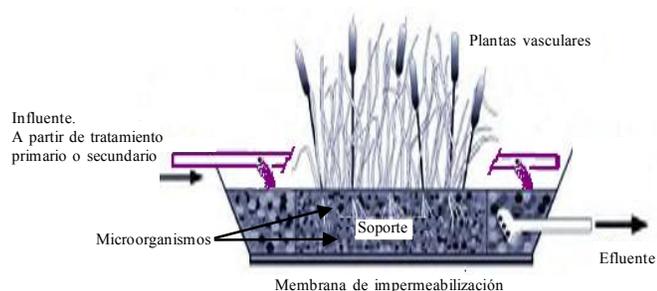


Fig. 1. Esquema de la estructura y componentes básicos de un HAFS

permite el crecimiento de plantas vasculares y la proliferación de microorganismos depuradores (Brix 1997, Lin *et al.* 2002). Por medio de la interacción de estos componentes es como se lleva a cabo la remoción de la materia orgánica disuelta, nutrientes y microorganismos (Tanner *et al.* 1995). Específicamente, la retención de P se efectúa principalmente por vía de la precipitación y adsorción en el medio de soporte, que es poco significativa si las características de éste no son de tipo mineral, conformadas por sustancias reactivas al P, o bien, si dichas sustancias se agotan por el tiempo de actividad del sistema (Johansson 1997). Actualmente, los HAFS existentes en diferentes partes del mundo logran remover un máximo de 50 % de PT presente en el agua residual sometida a tratamiento (Drizo *et al.* 1997, Kadlec 1999, Richardson y Qian 1999). De ese porcentaje, de 6 a 15 % es atribuible a las plantas vasculares (Brix 1997, Suzuki *et al.* 1998) y de 75 a 90 % al medio de soporte (Drizo *et al.* 1997, Kadlec 1999). En cuanto a los microorganismos, el porcentaje de remoción de PT de acuerdo con Davies y Cottingham (1993) es menor a 5 %. Sin embargo, Hiley (1995) señala que debe considerarse que por efecto de la actividad microbiana anaerobia se libera P inorgánico al medio, incrementando con ello su concentración hasta en 2 %.

Considerando la importancia de eliminar P en corrientes de agua contaminada, así como la factibilidad de emplear HAFS para dicha remoción y, finalmente, que esa remoción se realiza en mayor porcentaje en el MF, el presente trabajo se enfocó a evaluar la capacidad de remover $H_xPO_4^n$ empleando tres diferentes materiales, susceptibles de ser utilizados como MF alternativos para la construcción de HAFS.

METODOLOGÍA

Sistemas experimentales

El desarrollo experimental consistió en empacar 4 columnas de cloruro de polivinilo (PVC), con un arreglo estructural que estuvo en función de los gradientes de tamaño de las partículas. Las principales caracte-

rísticas estructurales de las columnas experimentales se aprecian en la figura 2. Considerando que el estudio se enfocó a evaluar la capacidad de tres materiales para remover ortofosfatos, la sección de la columna experimental correspondiente al soporte o MF, fue empacada con su respectivo material de prueba. Los materiales empleados fueron agregados minerales denominados CAS, PIECA y EVOL, incluyendo gravilla como material de referencia o testigo, ya que es el que comúnmente se usa como MF en la construcción de HAFS. La composición de estos materiales, en cuanto a contenido de Fe, Ca, Al y P, fue también objeto de este estudio. El contenido de MF en las columnas fue el siguiente: Columna 1 CAS, columna 2 PIECA, columna 3 EVOL y columna 4 gravilla. El arreglo de los horizontes se efectuó de acuerdo con las normas establecidas para la distribución del lecho en HAFS (EC/EWPCA 1990, Nguyen *et al.* 1997). El intervalo de tamaño de las partículas utilizadas como soporte principal del MF fue de 0.5 a 1.0 mm.

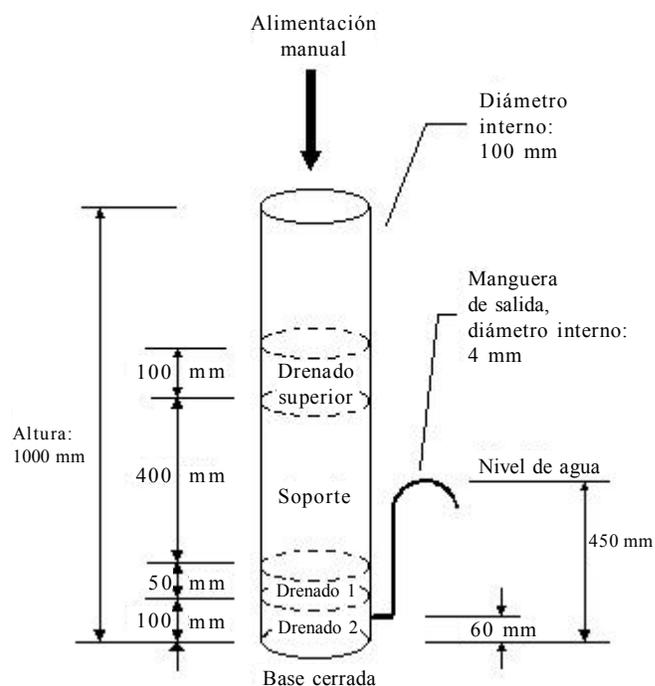


Fig. 2. Arreglo general de cada columna

Condiciones de operación

El agua empleada para la alimentación de las columnas experimentales se obtuvo de un solo lote, proveniente del efluente del sedimentador secundario de una planta de lodos activados, que trata aguas residuales de tipo doméstico. Las características fisicoquímicas de este tipo de agua fueron proporcionadas por la superintendencia de la planta y se indican en la tabla I. Dicho lote se esterilizó durante 15 minutos a 115 lb de presión y una

TABLA I. VALORES PROMEDIO DE LOS PRINCIPALES PARÁMETROS DEL AGUA RESIDUAL PRETRATADA EMPLEADA COMO INFLUENTE EN LAS COLUMNAS EXPERIMENTALES

Parámetro	Unidad	Valores empleados para la prueba	Valores registrados, medidos mensualmente durante el periodo julio a diciembre de 2001
Potencial de hidrógeno	pH	7.16	7.46 ± 1.20
Nitrógeno Total	mg/L	17.32	19.52 ± 12.22
DBO ₅	mg/L	18	22 ± 14.20
DQO	mg/L	23	21 ± 18.20
SST	mg/L	16	19 ± 18.00
Sólidos sedimentables	mL/L	0.12	0.22 ± 0.05
Grasas y aceites	mg/L	1.25	1.14 ± 1.10
Unidades formadoras de colonias	UFC/mL	16	22 ± 6.10
Huevos de helmintos	HH/L	5<	5<

temperatura de 120 °C, con el fin de evitar la participación de los microorganismos pre-existentes y, a continuación, se le adicionó bifosfato de potasio (KH_2PO_4) en cantidad suficiente para incrementar a 22 mg/L el contenido de H_xPO_4^n . El lote de agua experimental se mantuvo en un cuarto frío a 7 °C, retirando únicamente el volumen de agua necesario para alimentar las columnas, las que funcionaron con flujo descendente. La elección de esta concentración se hizo en función del valor máximo obtenido en los efluentes de las plantas de tratamiento secundario que actualmente operan en México, cuyo intervalo se ubica entre 8 y 22 mg/L (CNA 1999). La «alimentación manual» se efectuó por dosificación intermitente, realizando por la parte superior de las columnas dos dosificaciones de 500 mL por día, equivalente a una razón de carga hidráulica (RCH) de 127 mm³/mm² por día; valor 10 veces superior a la carga propuesta por las normas de operación común de HAFS (Reddy y D'Angelo 1997, Zhu *et al.* 1997, Prystay y Lo 1998). La prueba tuvo una duración de 6 semanas, lo que, de acuerdo con la RCH alimentada, equivale a operar las columnas por un periodo de aproximadamente 4 años si se compara con un HAFS a escala real (Sikora *et al.* 1997, Sakadevan y Bavor 1998, Tanner *et al.* 1998).

Análisis fisicoquímicos

Se evaluaron una vez por semana, H_xPO_4^n , alcalinidad y pH tanto en el influente, como en el efluente de las columnas. Además, a cada uno de los medios filtrantes se les determinó la conductividad hidráulica (CH), antes del inicio y al final de la prueba, porosidad y densidad relativa. Asimismo, en los cuatro medios filtrantes se evaluaron, alcalinidad, conductividad eléctrica y composición en masa de fósforo, calcio, fierro y aluminio, de acuerdo con los métodos normalizados americanos (APHA 1998).

Análisis estadísticos

Los resultados obtenidos sobre la remoción de H_xPO_4^n fueron sometidos a un análisis de varianza mediante la prueba de Dunnett. En este caso, se estableció como hipótesis nula la igualdad de las medias entre el testigo y cada uno de los tres tratamientos, a un intervalo de confianza de 95 %. Asimismo, como requisito estadístico para ejecutar dicho análisis, se llevaron a cabo, de manera previa, las pruebas de: a. independencia de los datos, tomando como referencia a la prueba de χ^2 ; b. varianzas de las poblaciones iguales, utilizando la prueba de Bartlett y c. poblaciones con distribución normal, empleando la χ^2 (Montgomery y Hines 1993, Mendenhall 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los materiales utilizados muestran como componentes importantes los indicados en la **tabla II**. En el caso de CAS y PIECA los análisis practicados muestran que se trata de mezclas de materiales minerales que presentan carbonato de calcio, óxidos de fierro y aluminio. Cabe señalar que al ser dichas sustancias ampliamente reactivas con H_xPO_4^n , generan complejos muy insolubles y de mayor densidad que el agua, por lo cual se precipitan al fondo del lecho de las columnas, reduciendo de este modo el contenido de H_xPO_4^n presente en el agua. De manera particular, en el caso de la columna 3 (EVOL), a pesar de contener concentraciones apreciables de fierro, que tiene una afinidad química alta con H_xPO_4^n , sólo se observó una remoción inicial máxima de 60 %, disminu-

TABLA II. PARÁMETROS RELEVANTES DE LOS MEDIOS FILTRANTES EMPLEADOS

Material	pH (unidades)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	P (mg/g)	Fe (mg/g)	Ca (mg/g)	Al (mg/g)	Conductividad eléctrica (µS/cm)
PIECA	10.98	334.41	< 0.01	2.11	324	2.23	2826
CAS	9.12	282.23	< 0.01	7.18	233	19.23	2150
EVOL	5.20	11.12	< 0.01	43.56	0.82	2.57	3180
Gravilla	7.69	24.28	< 0.01	2.89	13.50	45.23	1612

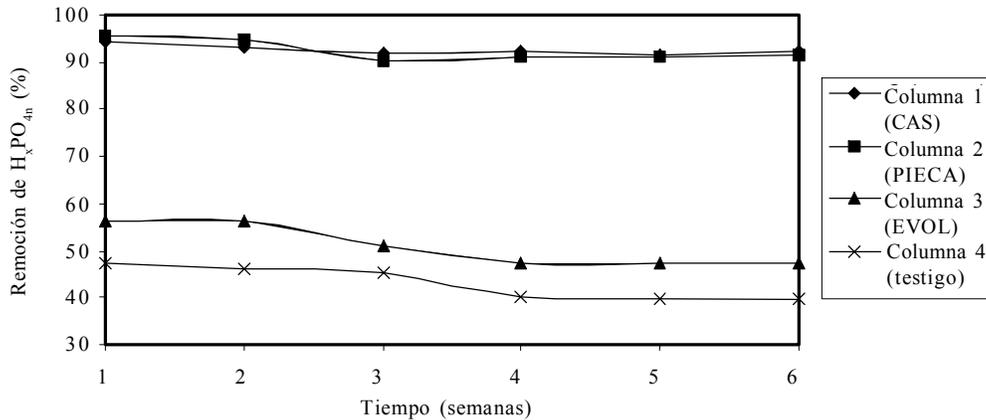


Fig. 3. Variación del porcentaje de remoción de ortofosfatos (H_xPO₄ⁿ) para cada columna

yendo de manera progresiva a 44 %, al final del estudio. Por esta razón, se establece que EVOL puede considerarse como un material de capacidad limitada para la remoción de H_xPO₄ⁿ.

Los resultados experimentales de las pruebas pueden observarse en la **figura 3**, en la que se aprecia que al término de la misma, las columnas 1 y 2, con los materiales CAS y PIECA, respectivamente, presentaron una capacidad de remoción de H_xPO₄ⁿ superior a 90 %. En ambos casos, esta capacidad no decreció a lo largo del periodo experimental.

En lo que respecta a la alcalinidad (**Fig. 4**), en la columna 2 (PIECA) se presentó el incremento mayor en este parámetro, como resultado de su elevada concentración de carbonatos (**Tabla II**); en tanto que en la columna 1 (CAS) no hubo modificación sustancial de este parámetro (menos del 5 %). En cuanto a la columna 3 (EVOL), el valor de alcalinidad se redujo ligeramente.

Con relación al pH, las columnas con PIECA y con CAS, aumentaron aproximadamente 1.5 unidades, dando

un valor promedio en el efluente de 8.8 y 9.1 unidades, respectivamente, que se encuentra dentro del intervalo aceptable de descarga (Diario Oficial de la Federación 1997). Posiblemente el efecto de alcalinización del agua filtrada se debió a que ambos materiales tienen cantidades apreciables de carbonatos que al disociarse liberaron calcio, lo que confiere al agua la característica alcalina detectada (**Fig. 5**). Referente a los materiales EVOL y GRA, puede decirse que no propiciaron una modificación apreciable del pH del agua.

Con relación a la conductividad hidráulica (CH), los tres materiales de soporte evaluados presentaron valores acordes con los recomendados para ser utilizados en HAFS (**Tabla III**), los que pueden variar entre 1x10⁻⁴ y 1x10⁻⁶ m³/m² s (Kadlec 1999, EC/EWPCA, 1990). EVOL presentó el valor más bajo de CH, mientras que PIECA tuvo el valor más alto. Esta situación se apreció tanto al inicio como al final de la prueba. Los resultados sugieren que no hubo azolvamiento derivado de la remoción de H_xPO₄ⁿ; asimismo, debe recordarse que el agua utilizada como influente tuvo concentraciones

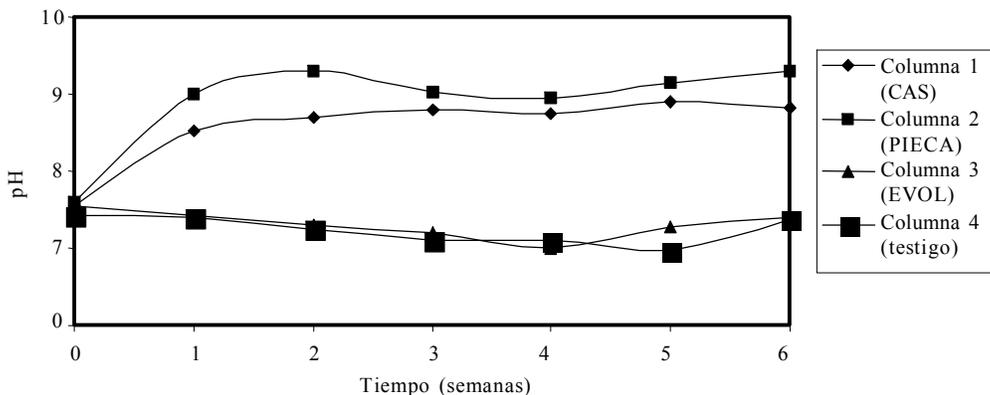


Fig. 4. Variación del valor de pH en cada columna a lo largo del experimento

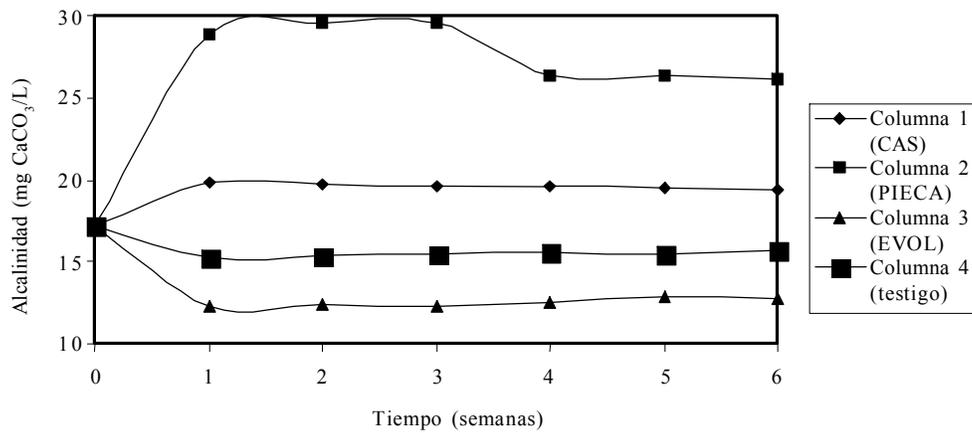


Fig. 5. Variación de los valores de alcalinidad para cada columna a lo largo del experimento

bajas de sólidos suspendidos, lo que tampoco contribuyó a la aparición de sedimentos en las columnas (Tabla I). En cuanto a su densidad, los materiales presentaron un valor superior a 1.5 g/mL. Es importante destacar que en los HAFS, es deseable que existan concentraciones superiores a dicho valor con el fin de evitar que, por efecto de la presión del fluido, las partículas tiendan a sufrir desarreglos en los horizontes que conforman. Con relación a la porosidad, en los HAFS los materiales deben contar con un valor superior a 0.3 % (Richardson y Craft 1993, Johansson 1997). Como se observa en la tabla III, los tres materiales experimentales evaluados superaron este valor.

De acuerdo con los análisis de composición realizados, presentados en la tabla II, a ninguno de los materiales se les detectó P, por lo que se descarta un posible aporte por parte de los mismos. Particularmente, el CAS mostró una composición de Al, Fe y Ca, lo que le confiere un particular interés, debido a que los mismos interactúan con el $H_xPO_4^n$ y facilitan la eliminación de P en el agua bajo tratamiento al formar compuestos insolubles. Esta ventaja puede hacer de este material un medio prometedor para su empleo en aguas

residuales que presenten variaciones importantes de pH. En este sentido, si el agua a tratar tiene valores menores a 6 unidades de pH, la interacción del $H_xPO_4^n$ se llevará a cabo principalmente con el Fe, mientras que si el valor de pH oscila entre 6 y 8, el P se unirá con el Al. Finalmente, si existen valores mayores a 8 unidades, entonces el P reaccionará con el Ca. Sin embargo, cabe señalar que para el buen funcionamiento del CAS deben evitarse variaciones inadecuadas en la composición de los minerales que intervienen en su conformación.

Los resultados obtenidos, respecto a las propiedades físicas y de composición, hacen que para fines de selección entre los tres materiales estudiados, PIECA y CAS sean medios filtrantes de amplio potencial para su implementación en HAFS. En este sentido, si bien las pruebas experimentales realizadas en las columnas, durante un periodo de operación de seis semanas, representan un tiempo relativamente corto de experimentación, es necesario considerar que debido a las condiciones de operación a las que fueron sometidas (RCHS, concentración de fósforo, diseño de las columnas, etc), tienen una equivalencia funcional de aproximadamente 4 años.

TABLA III. RELACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LOS CUATRO MEDIOS FILTRANTES

Columna Material	Material experimental			Testigo 4 Gravilla
	1 CAS	2 PIECA	3 EVOL	
Conductividad hidráulica antes de la prueba ($m^3/m^2 s$)	7.12×10^{-5}	5.19×10^{-4}	1.39×10^{-6}	5.45×10^{-4}
Conductividad hidráulica al final de la prueba ($m^3/m^2 s$)	4.15×10^{-5}	9.21×10^{-4}	8.89×10^{-5}	3.11×10^{-4}
Porosidad (%)	0.46	0.44	0.49	0.45
Densidad relativa (g/mL)	2.35	2.46	1.76	2.42

Finalmente, desde el punto de vista estadístico, la prueba experimental realizada para evaluar la remoción de $H_xPO_4^n$, cumplió con los requisitos de: a. independencia de los datos ($\chi^2_{calculada} = 1.052 < \chi^2_{0.95, 2} = 5.991$), b. varianzas de las poblaciones iguales ($\chi^2_{calculada} = 5.7633 < \chi^2_{0.95, 3} = 7.815$) y c. poblaciones con distribución normal ($\chi^2_{calculada} = -13.6276 < \chi^2_{0.95, 2} = 5.991$). De acuerdo con el análisis, derivado de la prueba de Dunnett, las columnas 1 y 2 (empacadas con CAS y PIECA, respectivamente) presentaron una diferencia significativa similar, d_j , al ser comparadas con la columna 4 (testigo), empacada con GRA, (22.7023 y 22.6239, respectivamente), mientras que la que contuvo EVOL, columna 3, mostró apenas una d_i ligeramente superior, 3.9933, a la propuesta teórica, $D_{0.025}(3, 20) = 2.54$. Por lo tanto, se rechazó la hipótesis nula (igualdad de las medias entre el testigo y cada uno de los tres tratamientos), como resultado de que los tres tratamientos fueron significativamente diferentes del testigo, a un intervalo de confianza de 95 %. Este análisis confirmó que los materiales CAS y PIECA fueron los que presentaron la mayor capacidad de remoción de $H_xPO_4^n$ cuando se compararon con la gravilla como material testigo o de referencia.

CONCLUSIONES

Las pruebas realizadas en las columnas experimentales durante un periodo de operación de seis semanas, equivalente a 4 años, permitieron determinar que la conductividad hidráulica promedio, para los tres materiales evaluados y el testigo, estuvieron dentro del intervalo recomendado para HAFS, por lo cual pueden ser empleados para tal fin.

Las columnas empacadas con CAS y PIECA removieron más de 90 % del contenido inicial de $H_xPO_4^n$ presente en el agua residual enriquecida con bifosfato de potasio a 22 mg/L. Lo anterior permite cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-1996, cuyos límites máximos permitidos de PT, susceptibles de ser descargados en ríos destinados a la protección de la vida acuática y en embalses naturales y artificiales destinados al uso público urbano, son de 5 mg/L, como promedio mensual y de 10 mg/L como promedio diario. La columna empacada con EVOL presentó una capacidad de remoción de $H_xPO_4^n$ cercana a 44 % en promedio; porcentaje que impide lograr concentraciones en el efluente menores a los niveles máximos permitidos antes citados.

Las columnas empacadas con CAS y PIECA incrementaron el pH de 7.6 a 8.8 y 9.1 unidades, respectivamente. En el caso de EVOL y GRA el pH sólo se alcalinizó ligeramente, no obstante, en todos los casos, los valores de pH se mantuvieron dentro de un intervalo aceptado por la normatividad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado con fondos del PAIP 5290-12 del año 2001 y 2002 otorgado por la Facultad de Química de la UNAM. Se agradece al CONACyT la beca otorgada a Héctor Faustino Ramírez Carrillo para la realización de sus estudios de maestría en Ingeniería Ambiental. Se agradece ampliamente el apoyo académico brindado por el B.S. Winfried Benedikt Ksoll y por la M. en I. Ana Elisa Silva Martínez, así como por parte del personal del Laboratorio del Posgrado en Ingeniería de la UNAM.

REFERENCIAS

- Adler P., Steven T., Summerfelt D. y Glenn M. (1996). Evaluation of a wetland system designed to meet stringer phosphorus discharge requirements. *Wat. Environ. Res.* 68, 836-840.
- APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater analysis*. American Public Health Association. AWWA and WPCF, Washington D.C., 2112 p.
- Brix H. (1997). Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetlands plants -the root zone method. *Wat. Sci. Tech.* 19, 107-118.
- Brix H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status and future perspectives. En: Reprint of paper presented at IAWQ Bienal Conference Hungary, 344-389 pp.
- Brooks A., Rozenwald M. y Lion L. (2000). Phosphorus removal by wollastonite: a constructed wetland substrate. *Ecol. Eng.* 15, 121-132.
- CNA. (1997). Inventario nacional de plantas de tratamiento. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, CNA, México, D. F. 88 p.
- CNA. (1999). *Compendio básico del agua en México*. CNA, SEMARNAP. D. F., México, 66 p.
- Davies T. y Cottingham P. (1993). Phosphorus removal from wastewater in a constructed wetland. En: *Constructed wetland for water quality improvement*. L. Knight (ed.), Lewis Publishers, Florida, 720 p.
- Drizo A., Frost C., Smith K. y Grace J. (1997). Phosphorus removal by horizontal reed beds using shale as a substrate. *Wat. Environ. Res.* 68, 951-954.
- EC/EWPCA. (1990). European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. *Memories of Constructed wetlands in water pollution control*. Cambridge, 321 p.
- House C., Broome S. y Hoover M. (1994). Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Wat. Sci. Tech.* 29, 177-184.
- Hiley P. (1995). The reality of sewage treatment using wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32, 329-337.
- INEGI. (1999). Inventario Nacional de Agua.
- Jing S., Lin Y., Lee D. y Wang T. (2001). Nutrient removal from

- polluted river water by using constructed wetlands. *Biores. Tech.* 76, 131-135.
- Johansson L. (1997). The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 35, 87-93.
- Kadlec R. H. (1999). The limits of phosphorus removal wetlands. *Wetlands Ecol. Manag.* 7, 165-175.
- Lin Y., Jing S., Lee A. y Wang A. (2002). Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 209, 169-184.
- Li Y., Alva A. y Calvert D. (1999). Transport and fractionation of residual phosphorus industrial various horizons of a spondosol. *Water, Air, and Soil Pollut.* 109, 303-312.
- Mazari M. 2000. *Dualidad población-agua. Inicio del tercer milenio*. El Colegio Nacional. D. F., México, 481 p.
- Mendenhall W. 1997. *Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias*. Prentice Hall, D. F., México, 721 p.
- Montgomery D. C. y Hines, W. 1993. *Probabilidad y estadística para ingeniería y administración*. Prentice Hall. D.F., México, 881 p.
- Nguyen L., Cooke J. y McBride G. (1997). Phosphorus retention and release characteristics of sewage-impacted wetlands sediments. *Water, Air, Soil Pollut.* 100, 163-179.
- Diario Oficial de la Federación (1997). 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. Enero 6, D. F., México, 73.
- Prystay W. y Lo K. (1998). Assessment of constructed wetlands for the reduction of nitrogen and phosphorus from greenhouse wastewaters. *Memories of 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Sao Paulo, 987 p.
- Reddy K. y D'Angelo E. (1997). Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 35, 1-10.
- Richardson C. y Craft C. (1993). Effective phosphorus retention in wetlands. En: *Constructed wetlands for water quality improvement*. L. Knight (ed.), Lewis Publishers, Florida, 761 p.
- Richardson C y Qian S. (1999). Comments: limits of phosphorus removal in wetlands (Kadlec, previous issue, pp. 165-175). *Wetlands Ecol. Manag.* 7, 235-238.
- Sakadevan K. y Bavor H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetlands systems. *Wat. Res.* 32, 393-399.
- Samutt F., Rogalla F., Goncalves R. y Penillard P. (1994). Practical experiences with removing nitrogen and phosphorus on aerated biofilters. En: *Nutrient removal from wastewaters*. J. Langer y C. Person (eds.). Technomic Publishing Co. Pensilvania, EUA. pp. 335-344.
- Sikora F., Tong Z., Behrends L., Steinberg S., Coonrod H. y Softley L. (1997). Ammonium and phosphorus removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Wat. Sci. Tech.* 35, 93-99.
- Suzuki T., Nissanka A. y Kurihara Y. (1988). Amplification of total dry matter, nitrogen and phosphorus removal from stands of *Phragmites australis* by harvesting and reharvesting regenerated shoots. En: *Constructed wetlands for wastewater treatment*. (Hammer, D. Ed.) McGraw-Hill, Florida, EUA, 653 p.
- Tanner C., Clayton J. y Upsdell M. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Wat. Res.* 29, 27-34.
- Tanner C., Sukias J. y Upsdell M. (1998). Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Memories of 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Sao Paulo, 987 p.
- Wood R.B. y McAtamney C.F. (1996). Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorous and heavy metal removal. *Hydrobiologia* 340, 323-331.
- Zhu T., Jenssen P., Maehlum T. y Krogstad T. (1997). Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) -potential filter media in treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 35, 103-108.