



EVALUACIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO VERTICAL INTERMITENTE, PARA OBTENER AGUA DE BUENA CALIDAD PARA LA ACUICULTURA

EVALUATION OF AN INTERMITTENT ARTIFICIAL VERTICAL FLOW WETLAND, TO OBTAIN GOOD QUALITY WATER FOR AQUACULTURE

H. F. Ramírez-Carrillo^{1*}, V. M. Luna-Pabello¹ y J. L. Arredondo-Figueroa²

¹ Laboratorio de Microbiología Experimental, Departamento de Biología, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510. México D. F.

² Planta Experimental de Producción Acuática. Departamento de Hidrobiología. Universidad Autónoma Metropolitana, Plantel Iztapalapa. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Delegación Iztapalapa, México D. F. 04455.

Recibido 9 de Octubre 2008; Aceptado 2 de Febrero 2009

Resumen

La baja calidad del agua en cuerpos acuáticos epicontinentales podría ocasionar riesgos en las especies acuáticas, especialmente en las de tipo endémico, que son menos tolerantes a la presencia de determinados contaminantes. En este documento, se presentan los resultados obtenidos en un humedal artificial (HA), acoplado a un filtro de pulimento (FP), diseñado para obtener agua apta para la preservación de vida acuática silvestre. El HA tiene una superficie de 55 m² y se alimenta con un flujo vertical intermitente, repartido en 4 dosificaciones diarias de 1,000 L cada una, equivalentes a una carga hidráulica superficial (CHS) de 72 mm³/mm² d. La finalidad del HA es la de remover materia orgánica carbonosa, nitrógeno y fósforo. El FP, tiene una superficie de 1.8 m² y se instaló con el objeto de promover el proceso de desnitrificación y alcanzar una mayor eliminación de PO₄³⁻. Durante 12 meses de operación, se logró una reducción global de hasta 92% de la demanda química de oxígeno (DQO), 85% de N-NH₄ y 80% de PO₄³⁻. La calidad final del agua obtenida por este sistema puede ser considerada como buena para propósitos de acuicultura.

Palabras clave: humedales artificiales, nitrógeno, ortofosfatos solubles, protección de vida silvestre.

Abstract

An inadequate water quality in epicontinental waterbodies could provoke risks on aquatic species especially in the endemic species that are less tolerant to several kinds of pollutants. In this paper the results of artificial wetland (AW) with a puliment filter (PF) to obtain a good water quality for aquaculture activities are presented. An AW of 55 m² was connected to an intermittent vertical flow, with four doses daily of 1,000 L of water, that is equivalent to 72 mm³/mm² day of superficial hydraulic charge (SHC). The finality of this AW, was to remove organic material, nitrogen and phosphorous. A PF of 1.8 m² was installed in order to eliminate PO₄³⁻. During 12 months of operation, the total remotion reached 92% of chemical oxygen demand (COD), 85% of N-NH₄ and 80% of PO₄³⁻. The final water quality obtained in this system can be considered good for aquaculture purposes.

Keywords: artificial wetlands, nitrogen, orthophosphates, wild life protection.

1. Introducción

El aumento de las descargas de aguas residuales, ha provocado que la mayoría de los cuerpos receptores de agua, así como de los mantos freáticos, presenten distintos tipos y niveles de contaminación. En el caso de la Ciudad de México, los escasos lagos y embalses con los que cuenta, poseen niveles importantes de materia orgánica, sólidos

suspendidos, sólidos disueltos, nutrientes, compuestos tóxicos y microorganismos de interés sanitario. El cuerpo acuático de mayor dimensión en la Ciudad de México es el Lago de Xochimilco, el cual se ubica al sureste de la misma y representa uno de los últimos vestigios de su antigua y extensa zona lacustre (Bojórquez y Amaro, 2003). La zona actual del lago de Xochimilco cuenta con una superficie de 54 hectáreas en las cuales existen cultivos de

* Autor para la correspondencia. E-mail: hector.ramirez@correo.unam.mx
Tel.(fax): (55)-56-22-37-63

especies vegetales para consumo humano y de ornato, en los sistemas conocidos como chinampas o islas artificiales. Debido a su importancia natural y cultural, fue declarado en 1982 por la UNESCO, como "Patrimonio de la Humanidad". Sin embargo, uno de los problemas más graves que enfrenta es el detrimento de la calidad del agua que contiene. Entre sus principales aportes se encuentra el agua residual tratada en la Planta de Cerro de la Estrella y las descargas difusas procedentes de casas habitación, talleres y comercios. La inadecuada calidad del agua contenida en los canales afecta el hábitat y pone en riesgo algunas especies endémicas como la rana (*Rana montezumae*), el acocil (*Cambarellus montezumae*), el charal (*Chirostoma jordani*) y el ajolote (*Ambystoma mexicanum*), especies que actualmente están catalogadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001, como críticamente amenazadas. Además, estas aguas son frecuentemente utilizadas para el riego de cultivos hortícolas (Legorreta, 2006). Lo anterior, trae como consecuencia riesgos colaterales para la salud de los consumidores de los productos que se cultivan y se cosechan en las chinampas.

Ante esta situación, es necesaria la implementación de diversas acciones con el fin de detener el proceso de deterioro que sufre esta zona y ofrecer una alternativa de mejora a la calidad del agua actualmente existente en los canales, antes de ser usada para riego agrícola no restringido. Una de las más importantes es el manejo del agua, para lo cual, entre otras alternativas, está la construcción de sistemas de tratamiento adecuados a la problemática que prevalece en este tipo de ecosistemas y que además, cumplan con las disposiciones ambientales a nivel internacional. En el caso de la calidad del agua contenida en ríos y lagos saludables, las normas internacionales establecen como valores máximos para el amonio (N-NH_4), entre 0.5 y 1 mg/L, mientras que para los ortofosfatos solubles

(PO_4^{3-}), entre 0.5 y 1.5 mg/L (Beavers y Tully, 2005; EEA, 2000). Para México, la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996) indica como límite máximo permisible, una concentración promedio mensual de 5 mg/L como fósforo total y 15 mg/L como nitrógeno total, para descargas en ríos y embalses destinados a la protección de la vida acuática (Tabla 1).

Una opción técnicamente económica y ambientalmente viable, la representan los humedales artificiales (HA). Entre las ventajas que tienen estos sistemas frente a los tratamientos convencionales, están sus reducidos costos de operación y la baja generación de subproductos no deseados. Su proceso operacional se basa en la interacción de sus constituyentes principales: 1) medio de soporte, 2) plantas vasculares y 3) microorganismos. La actividad de estos tres componentes permite la remoción de contaminantes por medio de mecanismos físicos, químicos y biológicos, permitiendo, a su vez, el establecimiento de un ecosistema equivalente al de un humedal natural (Beavers y Tully, 2005; Kuschik y col., 2003).

2. Materiales y métodos

2.1. Características del sistema

El HA tiene una superficie de 11 m de largo por 5 m de ancho y se alimenta con un flujo promedio de 4,000 L/día, equivalente a una carga hidráulica superficial (CHS) de $72 \text{ mm}^3/\text{mm}^2 \text{ día}$. El material del lecho está constituido por dos horizontes de grava sílica: el principal cuenta con una profundidad de 0.6 m y con una tamaño de partícula de 1 a 2 mm, y el secundario, de 0.1 m de altura y con una partícula de 1.5 a 2 cm, el cual se ubica en la base y facilita el drenado del efluente (Drizo y col., 2000; Westholm, 2006).

Tabla 1. Resultados obtenidos para los parámetros en estudio en el HA y su comparación con 3 normas de protección de vida acuática (valores promedio, con mínimos y máximos medidos)

Parámetro (mg/L)	Influyente (Canal de Cuernavaca)	Efluente 1 (Salida del HA)	Efluente 2 (Salida del FP)	NOM-001-SEMARNAT-1996. Protección de vida acuática. Promedio mensual. (México)	Directiva 78/659/CEE, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección para ser aptas para la vida de los peces (Comunidad Económica Europea)	Recomendación Nacional Actual sobre Criterios de Calidad del Agua. Descarga en lagos para la protección de vida acuática. Región XIII (Estados Unidos de América)
N-NH_4	0.98 (0.3-1.5)	0.56 (0.1-1.10)	0.14 (0.05-0.5)	No especificado*	<1	<0.5
N-NO_3	4.97 (3.95-5.66)	5.12 (3.66-5.65)	0.81 (0.3-1.3)	No especificado	<0.3	<0.5
N-NO_2	0.16 (0.08-0.29)	0.12 (0.01-0.22)	0.06 (0.02-0.10)	No especificado	<0.09	<0.05
PO_4^{3-}	2.94 (1.4-4.3)	1.88 (0.9-3.10)	0.61 (0.20-0.90)	No especificado**	<1.5	<0.5
OD	2.08 (1.5-2.4)	3.12 (2.4-3.5)	0.6 (0.3-0.8)	No especificado	1<	No especificado
DQO	122 (101-156)	11 (19-56)	9 (61-88)	No especificado	<125	40
T ($^{\circ}\text{C}$)	20.6 (16-22)	19.7 (17-21)	21.4 (16-22)	<40	10-28	6-30
pH (unidad)	9.3 (8.1-10.1)	8.3 (7.9-8.8)	8.9 (7.2-9.4)	No especificado	6-9	6.5-9

*La norma mexicana especifica al nitrógeno como nitrógeno total (NT) y establece un valor límite máximo permisible de 15 mg/L.

** La norma mexicana especifica al fósforo como fósforo total (PT) y establece un límite máximo permisible de 5 mg/L. En aguas residuales domésticas tratadas biológicamente, el PO_4^{3-} es aproximadamente el 80% del PT.

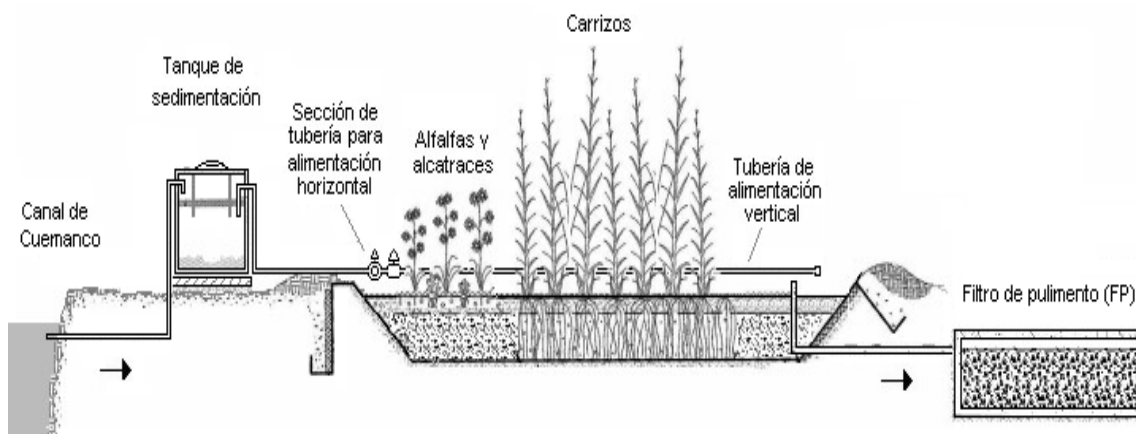


Fig. 1. Esquema general del HA con el FP conectado en serie.

El HA opera en modo de flujo vertical en conjunto con un filtro de pulimento (FP) de desnitrificación y remoción de ortofosfatos solubles (PO_4^{3-}) (Fig. 1). El arreglo completo permite eliminar eficazmente la DQO, los ortofosfatos solubles y el nitrógeno (Braskerud, 2002; Mander y col., 2003). El HA se construyó en las instalaciones del Centro de Investigaciones Acuícolas de Cuernavaca (CIBAC) de la UAM Xochimilco e inició su proceso de operación a partir del mes de mayo de 2007 y cuenta con las características siguientes:

1. El agua que llega al HA proviene del Canal de Cuernavaca, el cual a su vez se abastece con agua residual tratada biológicamente, procedente de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella", que no fue diseñada para remover compuestos de fósforo y nitrógeno. Adicionalmente, este canal recibe aportaciones no cuantificadas de aguas residuales, provenientes de asentamientos irregulares, de embarcaderos turísticos y de escorrentías de las chinampas de cultivo aledañas, las cuales conllevan fertilizantes disueltos. Antes de pasar al humedal, el agua se incorpora a un tanque sedimentador de 2.5 m^3 de volumen y permanece por espacio de seis horas; periodo que le permite remover la mayor parte de materia sólida sedimentable.
2. Posteriormente, el agua sobrenadante se transfiere en forma intermitente y por microaspersión al HA por medio de un sistema de bombeo automatizado, a razón de cuatro dosificaciones por día, cada una de 1,000 L. Asimismo, el sistema cuenta con la característica de poder operar en modo de flujo horizontal, al cerrarse las válvulas de paso hacia la tubería de alimentación vertical, permitiendo que el influente ingrese exclusivamente por uno de los costados del lecho (Fig. 1).
3. En el lecho del HA se colocaron tres especies diferentes de plantas: carrizos (*Arundo donax*), alfalfa (*Medicago sativa*) y alcátraces blancos (*Zandechia aethiopica*). Las primeras son plantas vasculares que comúnmente son usadas en los HA existentes en México; en cuanto a las segundas, se estableció la opción de utilizarlas como especies altamente viables, debido a su valor como fitorremediadora y a su potencial para servir como subproducto forrajero. En el caso del alcátraz, cuenta con un valor comercial como planta de ornato y en sí misma incrementa las cualidades estéticas del HA, además de poseer cierta capacidad depuradora. Para la siembra de las tres plantas, el HA se dividió en tres secciones de iguales dimensiones, uno para cada especie, con el fin de evaluar mediante estudios a futuro el efecto de remoción de cada una.
4. Finalmente, un 50% del agua tratada que sale del HA se conduce a una última etapa de pulimento, conformada por un filtro pulidor (FP), que consiste de un lecho empacado de 1.8 m^2 de superficie y de 1.8 m de profundidad, con materiales minerales calizos altamente reactivos con el PO_4^{3-} y cuyos tamaños de partícula se ubican entre 1 y 2 mm (Luna Pabello y Ramírez Carrillo, 2004; Westholm, 2006) y con condiciones anaerobias en su parte inferior, lo que facilita la transformación del nitrógeno nitrato (NO_3^-) a nitrógeno atmosférico (N_2). Este efluente es el que se envía periódicamente a los acuarios en donde se realiza la investigación para el cultivo del ajolote (*Ambystoma mexicanum*). La mitad restante del agua tratada, es recolectada en un contenedor de almacenamiento para su posterior aprovechamiento en cultivos hidropónicos de jitomate, lechuga y otras hortalizas.

2.2. Muestreos y análisis efectuados

Las muestras fueron tomadas mensualmente, a partir de mayo de 2007 y hasta mayo de 2008, en tres puntos del sistema:

- Canal de Cuemanco (influyente);
- Salida del agua tratada proveniente del HA (efluente 1);
- Salida del FP (efluente 2).

Los análisis del agua se realizaron de acuerdo con los criterios establecidos en los Métodos Estándar (APHA, 1998) y fueron: derivados del nitrógeno (N-NH_4 , N-NO_3 y N-NO_2), ortofosfatos (PO_4^{3-}), demanda química de oxígeno (DQO) y oxígeno disuelto (OD).

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1, se muestran los resultados de los valores promedio, mínimos y máximos alcanzados de los parámetros estudiados a lo largo de 12 meses de operación del HA. Dicha tabla, además, señala la calidad de agua de los dos tipos de efluentes: a) el que proviene directamente de la salida del HA (efluente 1) y b) el que sale del FP (efluente 2).

Con relación al parámetro N-NH_4 , puede afirmarse que las concentraciones que ingresaron al HA fueron comparativamente más bajas que las concentraciones de N-NO_3 . Esta circunstancia puede explicarse a partir de la acción de las bacterias nitrificantes presentes en las zonas del canal cercanas al HA. Lo anterior, tomando en cuenta que prevalecieron condiciones aerobias ($\text{OD} > 2 \text{ mg/L}$). Asimismo, una vez que el fluido se condujo por el HA, el N-NH_4 tuvo un porcentaje de remoción promedio superior al 40% (Fig. 2). La concentración de OD, tanto en el lecho como en el agua efluente del HA, se debió principalmente a dos factores: a) al enriquecimiento del agua con oxígeno atmosférico, a causa del proceso de microaspersión controlado; ya que, de esta forma, se propició el cambio en la concentración inicial del agua a la salida del sedimentador, pasando de un valor promedio de 1.19 mg/L , hasta un valor máximo de 6.15 mg/L , a la entrada del lecho del HA; b) al corto tiempo de residencia hidráulica (40 minutos) dentro del HA, lo que permitió que la concentración del OD disminuyera únicamente 50%, dejando suficiente oxígeno disuelto (3 mg/L) para que siguiera ocurriendo el proceso de nitrificación. Este fenómeno, continuó llevándose a cabo en la capa superior del FP, logrando una remoción relativa del 75%. Debe tenerse en cuenta que, diversos autores señalan que bastan 2 mg/L de OD para que se verifique eficientemente el proceso de nitrificación (Sawattayothin y Polprasert, 2007; Tanner y Kadlec, 2003). En términos generales, la transformación global de N-NH_4 a N-NO_3 , lograda por el sistema HA-FP, fue mayor al 85%.

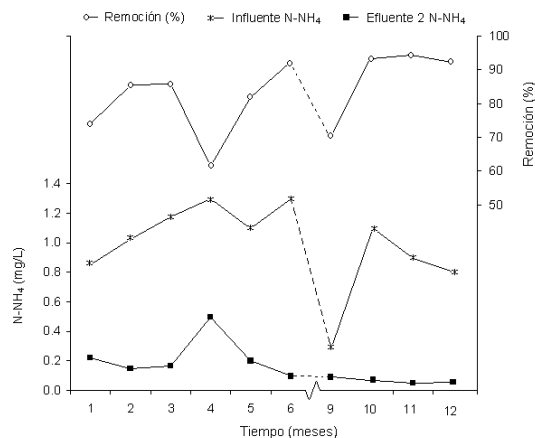


Fig. 2. Perfil de comportamiento del N-NH_4 en el influente y el efluente de todo el sistema y porcentajes de remoción logrados a lo largo del primer año de operación.

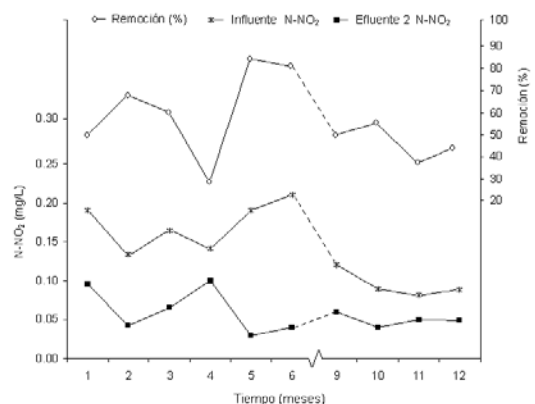


Fig. 3. Perfil de comportamiento del N-NO_2 en el influente y el de todo el sistema y porcentajes de remoción logrados a lo largo del primer año de operación.

Cabe señalar que las concentraciones de N-NO_2 detectadas en el influente fueron bajas (0.16 mg/L en promedio), acorde a lo esperado y reportado para ambientes similares (Burrell y col., 1998). La baja concentración de N-NO_2 se explica como resultado de su rápido cambio a N-NO_3 bajo condiciones ambientales favorables como son la presencia de bacterias nitratantes y oxígeno molecular libre en solución. Considerando las dos etapas del tratamiento evaluadas, la remoción total de N-NO_2 fue aproximadamente de 60% (Fig. 3).

Con respecto a la conversión de N-NO_3 a N_2 , en la Fig. 4, se observa su comportamiento a lo largo del periodo de evaluación. La mayor concentración de N-NO_3 fue la procedente del influente (cercana a 5 mg/L), mientras que en el HA sólo se alcanzó una transformación de menos de 0.5 mg/L (Tabla 1). En cambio, la etapa en donde principalmente ocurrió el proceso de desnitrificación fue en la parte inferior del FP; en el que prevalecieron bajas concentraciones de OD (0.3 mg/L) influenciadas por un alto tiempo

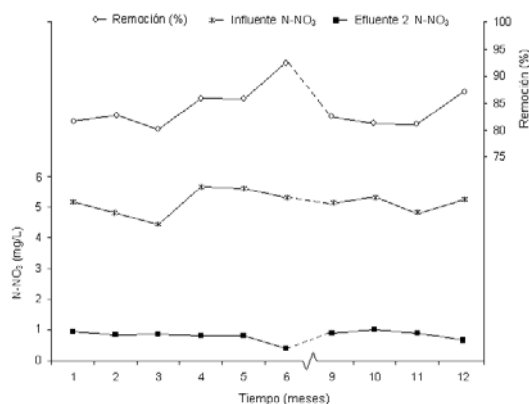


Fig. 4. Perfil de comportamiento del N-NO_3 en el influente y el efluente de todo el sistema y porcentajes de remoción logrados a lo largo del primer año de operación.

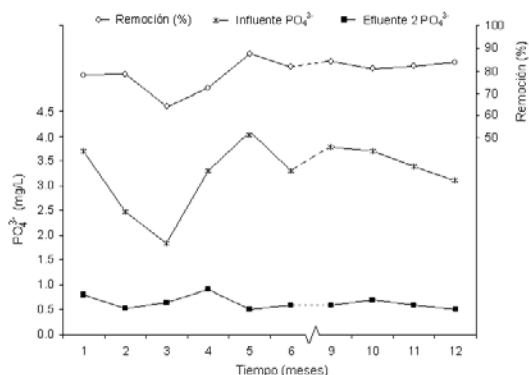


Fig. 5. Perfil de comportamiento del PO_4^{3-} en el influente y el efluente de todo el sistema y porcentajes de remoción logrados a lo largo del primer año de operación.

de residencia hidráulico (1.6 días). Lo anterior dio como resultado que se lograra una remoción total de N-NO_3 en el FP, de aproximadamente 85%.

En cuanto al PO_4^{3-} removido, en la Fig. 5, se puede observar que la remoción obtenida en el HA fue cercana al 40% (Tabla 1), resultados muy próximos a los reportados en sistemas de tratamiento de este tipo (Arias y Brix, 2005). Mientras que en el FP, fue de aproximadamente 68%, lo que permitió obtener una remoción global de 80%.

Con respecto a los valores de DQO, éstos fueron relativamente altos en el influente, detectándose concentraciones de 122 mg/L en promedio (Fig. 6). Lo anterior, puede ser explicado como resultado de que los canales de Xochimilco reciben agua tratada procedente de la planta de lodos activados “Cerro de la Estrella”, la cual no remueve totalmente la materia orgánica carbonosa. Además de que existen considerables aportes por concepto de descargas difusas de aguas residuales de tipo agrícola y doméstica, así como las procedentes de las actividades turísticas que se realizan en la zona.

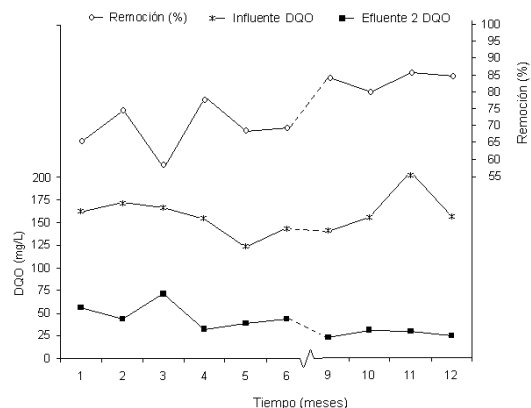


Fig. 6. Perfil de comportamiento de la DQO, en el influente y el efluente de todo el sistema y porcentajes de remoción logrados a lo largo del primer año de operación.

Partiendo de dicha concentración, la remoción lograda por el HA, fue en promedio superior al 90%. La alta retención lograda, puede atribuirse principalmente a dos factores: 1) la microaspersión controlada del influente y 2) la dosificación intermitente del influente. Ambas características favorecieron las condiciones aerobias del lecho; permitiendo una mayor remoción de la materia carbonosa, con una menor generación de sólidos sedimentables o lodos biológicos. Estos factores, previenen a su vez el asolvamiento prematuro del lecho empacado del HA, propiciando así un mayor tiempo de vida útil. En ese sentido, de acuerdo con la capacidad de saturación del sistema HA-FP, para el parámetro de materia orgánica en el HA, se estimó un tiempo de 31.4 años, mientras que para el caso de la saturación por PO_4^{3-} en el FP, se consideró en 9.3 años. La obtención de estos valores se hizo a partir del uso del modelo de isotermas de adsorción de Langmuir (Arias y Brix, 2005; Langergraber y col., 2008; Westholm, 2006) y de los datos experimentales obtenidos sobre la capacidad de asimilación que poseen los medios de soporte del sistema, los cuales fueron de 2.95 kg/m^2 año en el HA y de 0.028 kg/m^2 año en el FP.

Por otra parte, con relación a la capacidad de restablecimiento funcional del sistema, analizando los resultados presentados en las figs. 2 a la 6, se pudo observar que, entre los meses de operación 7 y 9, ocurrieron cambios en los perfiles de comportamiento de los parámetros registrados. Lo anterior, como resultado de un aporte irregular de agua al sistema, llegando inclusive a dejarlo sin alimentación por el lapso de un mes (mes 8). Sin embargo, los resultados analíticos indican una rápida recuperación del HA, pudiéndose restablecer en el lapso de un mes la capacidad de remoción de materia orgánica disuelta y ortofosfatos previamente alcanzada. Es importante destacar, que no ocurrió así en lo concerniente a la capacidad de eliminación de N-NH_4 . Este hecho puede explicarse con base en la

lenta recuperación de la actividad nitrificante del sistema, la cual está estrechamente asociada a la gran sensibilidad a los cambios ambientales que presentan los microorganismos participantes en el proceso. Aunado a lo anterior, debe tenerse en cuenta que las bacterias involucradas son de lento crecimiento, lo que implica el empleo de mayor tiempo para poder reestablecerse dentro del HA.

En términos generales, puede afirmarse que el sistema HA-FP evidenció una pronta capacidad de recuperación funcional, ante periodos de amplia fluctuación de flujo, e inclusive en ausencia del mismo, logrando una rápida readaptación y recuperación de su equilibrio, una vez que se le proporcionaron condiciones estables en el suministro de agua.

Una vez estabilizado el sistema, etapa comprendida entre los meses 9 y 12, se midieron en el HA las constantes de velocidad (k) para la nitrificación y para la disminución de los valores de DQO. Dichas constantes fueron obtenidas empleando el modelo de base sugerido por Tanner y Kadlec (2003), el cual se representa como:

$$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right) = \frac{-k}{CHS} \quad (1)$$

donde:

CHS es la carga hidráulica superficial (mm^3/mm^2 día), C_i y C_e representan el influente y el efluente de concentración del N-NH_4 (mg/L) y de la DQO (mg/L),

C^* es la concentración de contaminante que se encuentra acumulada en el HA, previo al inicio del proceso (mg/L). En los HA, en su etapa de arranque, este valor es muy pequeño, por lo cual comúnmente se opta por hacerlo igual a cero (Tanner y Kadlec, 2003).

Los valores alcanzados para las constantes k fueron 0.0047 m/d para el N-NH_4 y 0.0036 m/d para la materia orgánica carbonosa (medida como DQO), a una temperatura promedio de 18°C , tomando en cuenta los 4 meses evaluados. Drizo y col. (2000) encontraron, en sistemas de tratamiento similares que, a temperaturas de entre 6.6 a 14.9°C , la constante de velocidad de transformación de N-NH_4 a N-NO_3 fue de 0.00017 m/d, es decir 27 veces menor a la obtenida en el presente estudio. La obtención de una mayor k de nitrificación, en los experimentos realizados, puede atribuirse principalmente a las características de operación del sistema de microaspersión del influente al HA, que permitió una mayor oxigenación del agua y difusión del oxígeno atmosférico al lecho, lo que propició mejores condiciones para el fenómeno de nitrificación.

En términos generales, puede afirmarse que el HA alcanzó condiciones de operación estable, luego de su primer año de operación, lo que permitió obtener agua tratada de calidad constante. De manera específica, los parámetros evaluados en los tres últimos meses de estudio, no oscilaron más allá del

10% del valor promedio, lo cual implica la existencia de estabilidad funcional dentro del sistema. Sin embargo, resulta factible esperar que paulatinamente la capacidad de remoción se incremente, ya que la biopelícula continuará desarrollándose. Asimismo, la zona radicular aumentará su densidad conforme complete su crecimiento dentro del sistema. Lo anterior se ve apoyado, a partir de los datos obtenidos en el mes 12, en el cual se colectaron al azar cuatro ejemplares de carrizo, cuya talla promedio en sus raíces resultó de 40 ± 14 cm, la cual es menor respecto de la que alcanza una planta madura (60 cm de longitud en promedio) (Gottschall y col., 2007). Aunado a lo anterior, puede observarse en las figs. 5 y 6, que conforme el sistema va incrementando su tiempo de operación, la capacidad de remoción también va en aumento. En este sentido, si únicamente se evalúan los resultados obtenidos en los últimos tres meses de operación, para los parámetros N-NH_4 y DQO, se puede constatar que superan el 85% en ambos casos, lo cual es una clara evidencia de que el sistema está incrementando progresivamente su capacidad depuradora.

Conclusiones

El arreglo estructural del HA, seguido de un FP, permitió alcanzar, durante su etapa de adaptación y estabilización, resultados promisorios. Los porcentajes de remoción promedio fueron de 92%, 85% y 80% para los parámetros DQO, N-NH_4 y PO_4^{3-} , respectivamente. Los resultados obtenidos, evidencian que la calidad del agua tratada está dentro de los límites máximos permisibles indicados en la NOM-001-SEMARNAT-1996, así como con respecto a los establecidos a nivel internacional, relativos a la calidad del agua para su uso en la acuicultura. La alimentación del agua por lotes y su microaspersión controlada, permitieron que existiera en el lecho una mayor concentración de OD, lo cual favoreció la reducción de materia orgánica disuelta, medida como DQO, así como el aumento del proceso de nitrificación. El FP favoreció la eliminación del nitrógeno contenido en el agua tratada, nitrificando en la parte superior y desnitrificando en la parte inferior. Tomando en cuenta la capacidad de acumulación de la materia orgánica carbonosa, así como la de PO_4^{3-} dentro del sistema, observada durante el primer año de operación, se estima que el tiempo de agotamiento, bajo condiciones de operación similares, es de 31.4 años para el HA y de 9.3 años para el FP.

Finalmente, con base en los resultados obtenidos, se puede afirmar que conforme transcurra un mayor tiempo de operación del sistema, los porcentajes de remoción de contaminantes se incrementarán. Lo anterior, derivado de un aumento en la densidad de la zona radicular y del mayor establecimiento de la biopelícula adherida al medio de soporte.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte de la tesis de Doctorado de Ciencias Biológicas, adscrita a la División de Ciencias Biológicas y de Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana, de HFRC, alumno becario del CONACYT. La realización de la investigación contó con el financiamiento de los proyectos PAPIIT Clave IN 215006, PAPIME Clave PE 205706 y PAIP 6190-14 (VMLP) otorgados durante los años 2007 y 2008.

Referencias

- APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater analysis*. American Public Health Association. AWWA and WPCF, Washington D.C., 2112 p.
- Arias, C.A. y Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology* 51(9), 267-273.
- Beavers, P.D. y Tully, I.K. (2005). Nutrient reduction evaluation of sewage effluent treatment options for small communities. *Water Science and Technology* 51(10), 221-229.
- Bojórquez, C.L. y Amaro, E.J. (2003). Caracterización múltiple de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En: Stephan-Otto, E. (ed.). *El Agua en la Cuenca de México. Sus problemas históricos y perspectivas de solución*. UAM-Xochimilco – Patronato del Parque Ecológico de Xochimilco A.C. México, Pp. 281-302.
- Braskerud, B.C. (2002). Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18, 351-370.
- Burrell P.C., Keller J. y Blackall, J. (1998). Microbiology of a nitrite oxidizing bioreactor. *Applied and Environmental Microbiology* 64(5), 1878-1883.
- Drizo, A., Frost, A.C., Smith, K.A. y Grace, J. (2000). Phosphate and ammonium distribution in constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Research* 34 (9), 2483-2490.
- EEA. (2000). Nutrients in European ecosystems. Environmental Assessment Report No 4. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Gottschall, N., Boutin, C., Crolla A., Kinsley, C. y Champagne, P. (2007). The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetlands treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering* 29, 154-163.
- Kuschik, P., Wiebner, U., Weibbrodt, F., Kästner, M. y Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research* 37, 4236-4242.
- Langergraber, G., Leroy, K., Pressl, A., Rohrhofer, R., y Haberl, R. (2008). A two-stage subsurface vertical flow constructed wetland for high-rate nitrogen removal. *Water Science and Technology* 57(12), 1881-1887.
- Legorreta, J. (2006). *El agua y la ciudad de México. De Tenochtitlán a la megalópolis del Siglo XXI*. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. México. 359 p.
- Luna Pabello V.M. y Ramírez Carrillo H.F. (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 20(001), 31-38.
- Mander, Ü., Teiter, S. y Augustin, J. (2003). Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 48(5), 135-142.
- NOM-001-SEMARNAT-1996, *que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997. México, D.F.
- NOM-059-SEMARNAT-2001. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 6 de Marzo de 2002. México, D.F.
- Sawattayothin, V. y Polprasert, C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology* 98, 565-570.
- Tanner, C.C. y Kadlec, R.H. (2003). Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 48(5), 191-198.
- Westholm, L.J. (2006). Substrates for phosphorus removal-potential benefits for on-site wastewater treatment? *Water Research* 40, 23-36.