

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR UN SISTEMA PILOTO DE HUMEDALES ARTIFICIALES: EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA

Mariana ROMERO-AGUILAR¹, Arturo COLÍN-CRUZ², Enrique SÁNCHEZ-SALINAS¹ y Ma. Laura ORTIZ-HERNÁNDEZ^{1*}

¹ Centro de Investigación en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Av. Universidad 1001, Col. Chamilpa, C. P. 62210, Cuernavaca, Morelos, México, Fax. (777) 3207030. *Correo electrónico: ortizhl@uaem.mx

² Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México. Paseo Colón Esq. Paseo Tolloca. Toluca, Estado de México. México C.P. 50120

(Recibido septiembre 2007, aceptado enero 2009)

Palabras clave: aguas residuales, humedal artificial, contaminantes

RESUMEN

El tratamiento de las aguas residuales es una cuestión prioritaria a nivel mundial, ya que es importante disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente, lo que permitirá una mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida. En México, debido a la insuficiente infraestructura, los altos costos, la falta de mantenimiento y de personal capacitado, sólo 36 % de las aguas residuales generadas reciben tratamiento, lo cual crea la necesidad de desarrollar tecnologías para su depuración. Los humedales artificiales son una alternativa de tratamiento debido a su alta eficiencia de remoción de contaminantes y a su bajo costo de instalación y mantenimiento. En el presente trabajo se evalúa el porcentaje de remoción de la carga orgánica de aguas residuales, en un sistema de tratamiento por humedales artificiales de flujo horizontal y con dos especies vegetales. El sistema fue diseñado con tres módulos instalados de manera secuencial. En el primero se integraron organismos de la especie *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel, en el segundo, organismos de la especie *Typha dominguensis* (Pers.) Steudel y en el tercero las dos especies. Los módulos experimentales fueron instalados a la salida de un tratamiento primario, el cual contiene aguas residuales municipales provenientes de un edificio de investigación. En el agua se analizaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), los iones de nitrógeno (N-NO_3^- , N-NO_2^- y N-NH_4^+) y el fósforo total. También se realizó el conteo de bacterias asociadas al sistema. Los resultados demostraron que el sistema es una opción para la remoción de la carga orgánica y de nutrientes, de bajo costo de operación y mantenimiento.

Key words: wastewaters, artificial wetland, pollutants

ABSTRACT

Wastewater treatment is a priority at the global level, because it is important to have enough water of good quality, which will allow an improvement of environment, health and life quality. In Mexico, because of insufficient infrastructure, high costs, lack of

maintenance and qualified staff, only 36 % of the generated wastewaters are treated, which generates the need for developing alternative technologies for their depuration. Artificial wetlands are an alternative due their high efficiency for removal of polluting agents and their low installation and maintenance costs. This paper evaluates the removal percentage of the organic charge of wastewaters in a treatment system of artificial wetlands of horizontal flux, with two vegetal species. The system was designed with three modules installed in a sequential way. At the first one, organisms of the species *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel were integrated; at the second, organisms of the species *Typha dominguensis* (Pers.) Steudel, and at the third, both species. The experimental modules were installed at the effluent of a primary treatment, which contains municipal wastewater coming from a research building. The following parameters were analyzed in the water: chemical oxygen demand (COD), ions of nitrogen (N-NO_3^- , N-NO_2^- y N-NH_4^+) and total phosphorus. Additionally, the total count of bacteria associated to the system was evaluated. Results showed that the system is an option for the removal of organic matter and nutrients, of low operation and maintenance costs.

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales que forma parte del desarrollo de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad es paulatinamente menor debido a su contaminación por diversos medios, incluyendo a los mantos acuíferos, lo cual representa un desequilibrio ambiental, económico y social (Esponda 2001).

Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas, biológicas o su composición, por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas. Las aguas residuales se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general, de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Rodríguez-Monroy y Duran de Bazúa 2006).

En México se generan alrededor de 200 m³/seg de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento sólo 36 % (CNA 2007), lo que indica que se requiere de mayor infraestructura y recursos humanos para mejorar la calidad de este bien, además de propuestas innovadoras que permitan implementar el tratamiento en diferentes condiciones ambientales y socioeconómicas.

Los procesos utilizados principalmente son físicos, químicos y biológicos. Dentro de estos últimos, los humedales artificiales (HA) son utilizados para aguas residuales de tipo doméstico, aunque también han funcionado para aguas de origen industrial

(Fenoglio 2000). Su utilización fue desarrollada en Europa hace aproximadamente veinte años, donde siguen operando con éxito (Cooper 1999). Los HA se definen como sistemas que simulan una zona de transición entre el ambiente terrestre y el acuático, pero que son específicamente construidos para el tratamiento de aguas residuales bajo condiciones controladas de ubicación, dimensionamiento y capacidad de tratamiento (Gerba *et al.* 1999).

Entre las ventajas de este sistema se encuentra el bajo costo de instalación y mantenimiento, comparado con sistemas físicos, químicos y biológicos convencionales, así como la generación de un paisaje agradable. Los HA correctamente diseñados y construidos, pueden depurar las aguas municipales, industriales y las de lluvia, y son especialmente eficaces en la eliminación de contaminantes del agua, como son sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos y metales. Son una tecnología efectiva y segura para el tratamiento y recirculación del agua si se mantienen y operan adecuadamente (Miranda 2000).

El tratamiento de las aguas residuales por HA se basa en los principios de los sistemas naturales, ya que se acercan a lo que ocurre en la naturaleza, por lo que, a pesar de la intervención del hombre, se han catalogado como “sistemas naturales de tratamiento”. Por tal motivo, esta tecnología resulta altamente atractiva para ser aplicada en el tratamiento de aguas residuales por su versatilidad y rentabilidad económica.

Los componentes de un HA son las plantas, el sustrato y la población microbiana. Las plantas pueden ser de diferentes especies y hábitos de enraizamiento y entre sus principales funciones se encuentra la ab-

sorción de nutrimentos, la relación simbiótica que se establece con los microorganismos, el suministro de oxígeno y la filtración de partículas (Brix *et al.* 2001). El sustrato es el soporte para las plantas y un medio de fijación para los microorganismos en el sistema y funciona como conductor hidráulico (Faulkner y Richardson 1989). Por su parte, los microorganismos son la parte fundamental del funcionamiento de los HA, ya que de ellos depende la eficiencia en la remoción de los contaminantes: contribuyen a la degradación de la materia orgánica y a la transformación de compuestos nitrogenados y de fósforo contenidos en las aguas residuales, a compuestos más simples.

Las diferentes especies de plantas acuáticas que se utilicen son importantes, debido a que difieren en su capacidad de depuración del agua residual, en la remoción de nutrimentos específicos, de elementos traza y de compuestos potencialmente tóxicos como los metales pesados (Gopal 1999). Se ha utilizado principalmente a la especie *Phragmites australis* (comúnmente llamada carrizo), la cual actualmente funciona con éxito (Cooper 1999). En México, los HA se han implementado en los estados de Colima, Chihuahua, Distrito Federal, Estado de México, Hidalgo, Nayarit, Oaxaca, Tamaulipas y Tlaxcala (CNA 2007). Los HA tienen una eficiencia de remoción alta de los diferentes parámetros, inclusive es superior a otros sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En este trabajo se instaló un sistema de HA de flujo horizontal a través del cual se hizo circular agua residual de tipo municipal. Se midió la carga orgánica por medio del parámetro de la DQO, así como nutrimentos como el nitrógeno y el fósforo, los cuales fueron analizados en época de lluvias y de estiaje. Asimismo, se calculó el tiempo de retención hidráulico y la eficiencia de remoción global del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño y operación del HA

Con la finalidad de probar la eficiencia de remoción de la carga orgánica, nitrógeno y fósforo de aguas residuales de tipo municipal, se instaló un sistema piloto de HA de flujo horizontal. El agua utilizada proviene de un edificio dedicado a la investigación científica en el área de la biotecnología, por lo que está formada por una mezcla de aguas de sanitarios, jabonosas y de laboratorios, donde probablemente exista un aporte de sustancias químicas (orgánicas e inorgánicas). El agua cruda es canalizada a una fosa séptica, tras lo cual, se infiltra en el suelo.

La instalación hidráulica consistió en tres módulos para constituir en conjunto el HA. Se utilizaron contenedores contruidos de fibra de vidrio con dimensiones de 0.8 m de alto, 0.6 m ancho 0.9 m largo, los cuales se instalaron de manera secuencial. Cada módulo se conectó al otro mediante tubos de PVC (policloruro de vinilo) y se les dio una pendiente de 1 % para permitir el flujo horizontal del agua. A la salida de cada módulo se instaló una llave de paso que permitiera la toma de muestras de agua y así evaluar la eficiencia de depuración por separado y de manera global en el sistema, además de controlar el caudal de agua que ingresa al sistema y a cada uno de los módulos.

El material que se utilizó como sustrato (soporte para las plantas) fue una mezcla de grava de tezontle (roca volcánica nativa de México, altamente porosa, con un tamaño de partícula de 6-12 mm) y arena (0.2 a 2 mm), en proporción 1:1. Las plantas que se instalaron en el sistema fueron del género *Phragmites australis* (carrizo) y *Typha dominguensis* (tule), previamente aclimatadas a las condiciones ambientales del sitio de prueba. En el primer módulo se utilizaron plantas de *P. australis*, tres organismos por m² (Romero 2005); en el segundo, *T. dominguensis*, 12 plantas por m² (Marín 2002) y en el tercero, una mezcla de ellas (tres plantas/módulo; dos de *T. dominguensis* y una de *P. australis*). Todos los organismos tuvieron una talla aproximada de 40 cm. Una vez que los módulos fueron instalados y las plantas fueron colocadas, se canalizaron las aguas residuales, abriendo y cerrando las llaves de paso para permitir un tiempo de residencia del agua en los humedales, hasta que las plantas se reprodujeron y alcanzaron una talla promedio de un metro (aproximadamente tres meses).

Como se ha mencionado anteriormente, el soporte que se utilice en los humedales artificiales tiene un efecto sobre la retención de los componentes del agua residual. Sin embargo, en este trabajo no se estableció un módulo empacado únicamente con el material utilizado como soporte, ya que existen reportes que describen el efecto del tezontle y de la arena sobre la remoción de nutrimentos, de sólidos disueltos y de la DQO (Fenoglio 2000).

Etapas del estudio

El estudio se realizó en dos etapas sucesivas. En la primera se evaluó el tiempo de retención hidráulica que proporcionara mejores condiciones de depuración de las aguas residuales en el sistema, y en la segunda, la eficiencia de remoción de la carga orgánica, nitrógeno y fósforo.

Etapa I. Evaluación del tiempo de retención hidráulica

Se llevó a cabo en temporada de lluvias y en temporada de estiaje. Después de establecer el sistema y las plantas como se describe arriba, se tomaron muestras de agua residual diariamente durante nueve días. Este tiempo fue establecido de acuerdo con lo reportado por Fenoglio (2000) para *P. australis*. Para el caso de *T. dominguensis* no se encontraron reportes del tiempo de retención, por lo que se tomó como referencia el reportado por Marín (2002) para *T. latifolia*, que fue de siete días.

Etapa II. Evaluación de la eficiencia de remoción de la carga orgánica, nitrógeno y fósforo

Se tomaron muestras de agua y se analizaron de la misma forma en que se describe en la etapa I (Fig. 1). El tiempo de retención encontrado para el caso particular de este sistema fue de cinco días, por lo que se tomaron muestras diariamente durante este período. De la misma forma, este muestreo se llevó a cabo en época de lluvias y de estiaje.

La remoción se entiende como la capacidad del sistema para eliminar parte de la concentración de

contaminantes que se encuentra en el agua residual. En este estudio, para el cálculo del porcentaje de la remoción hidráulica, se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Remoción (\%)} = (C_i - C_f) \times 100 / C_i$$

donde C_i = Concentración inicial y C_f = Concentración final

Métodos de análisis

En función del tipo de aguas residuales que se sometieron a tratamiento en los HA, los parámetros que se eligieron para evaluar la carga orgánica fueron la DQO y los nutrientes nitrógeno y fósforo. Las muestras de agua se recolectaron a la salida de la fosa séptica (correspondiente a la entrada al primer módulo del HA) y a la salida de cada uno de los tres módulos (Fig. 1).

En el mismo día del muestreo se realizaron los siguientes análisis: DQO, para lo cual se utilizó un digestor (ORION COD125) y un espectrofotómetro (ORION AQUAfast II Photometer, rango 0-1500 mg/L); fósforo total, nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), nitratos (N-NO_3^-) y nitritos (N-NO_2^-). Las muestras se recolectaron y analizaron de acuerdo con las técnicas establecidas por la APHA (1992) y por triplicado para cada parámetro.

Análisis bacteriológico en el sistema

Con el objetivo de estimar el número de bacterias presentes en el sistema, se realizaron muestreos de aguas residuales simultáneamente con el muestreo que se realizó para la etapa II, incluyendo la temporada de lluvias y la de estiaje. Se tomaron muestras de cada contenedor por separado y de tres diferentes medios: agua residual, rizósfera y sustrato (Fig. 1).

Para el análisis bacteriológico del agua residual, se tomó una muestra simple en matraces Erlenmeyer previamente esterilizados a 121 °C y a 1.5 kg/cm² de presión, durante 15 minutos en una autoclave (Tommy SS-325E). En el caso de la rizósfera, se tomaron 30 g de raíz utilizando unas tijeras previamente desinfectadas y se colocaron en una caja de Petri estéril. Para el caso del sustrato, se tomaron 30 g del material de arena y tezontle y de igual manera se colocó en cajas Petri.

Para estimar el número de bacterias presentes en el sistema se aplicó la técnica de cuenta viable (Madigan *et al.* 2004). El medio de cultivo que se utilizó fue agar de soya tripticaseína (Bioxon) y las condiciones de incubación fueron a 37.5 ± 0.5 °C, durante 24 horas. La cuantificación de colonias se realizó en un cuantacolonias (Québec).

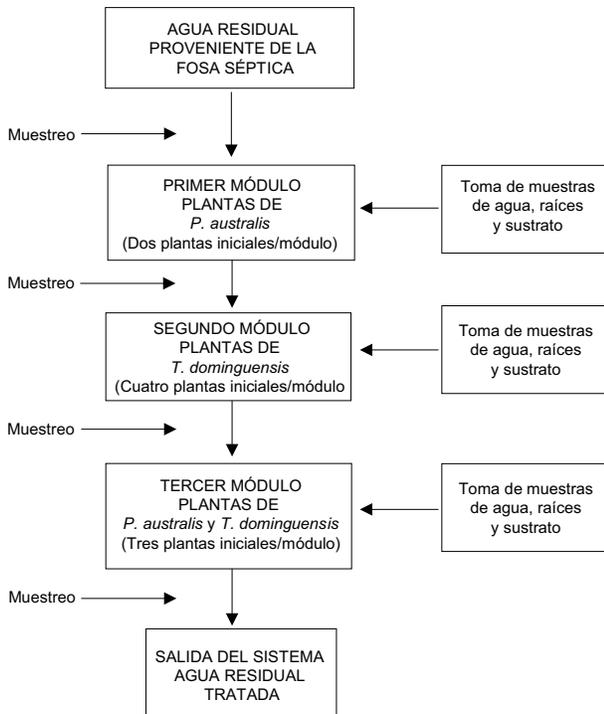


Fig. 1. Esquema general del sistema de HA de flujo horizontal y de los sitios de muestreo. Cada módulo fue empacado con una mezcla de grava y arena. De cada muestra tomada se analizaron los siguientes parámetros: DQO, iones de nitrógeno, fósforo total y número de bacterias en el sistema

RESULTADOS

Etapa I. Análisis del tiempo de retención hidráulica del sistema

Los resultados del análisis del agua residual (Fig. 2 y Cuadro I) a su paso por el sistema, permitieron determinar el tiempo de retención hidráulica en el humedal artificial, que para este trabajo fue de cinco días, ya que al final de este período se presentó la menor concentración (50 mg/L), con una remoción de la carga orgánica mayor a 50 % con respecto a la concentración inicial en el agua. Después de los cinco días de retención en el sistema se presentaron incrementos en la concentración de la DQO. Qui-puzco (2002) reporta que los humedales artificiales en alguna etapa no presentan reducciones de las concentraciones de la DQO, más bien los valores se incrementan debido al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada alrededor de los rizomas. Así, se provoca su degradación en el medio y por lo tanto el incremento en compuestos orgánicos e inorgánicos que aumentan la concentración de la DQO. Por otro lado, de acuerdo con Korkusuz *et al.* (2004), las concentraciones de los nutrientes y de la carga orgánica en el influente y el efluente son afectadas por cambios en el volumen del agua en el sistema, debido a los efectos de la precipitación pluvial, de la evaporación y de la evapotranspiración. Los dos últimos procesos concentran especialmente los componentes en el humedal, ya que el volumen de agua baja y las concentraciones de nutrientes y carga orgánica se incrementan, fenómeno que pudo haber ocurrido en el presente trabajo para el caso de la DQO.

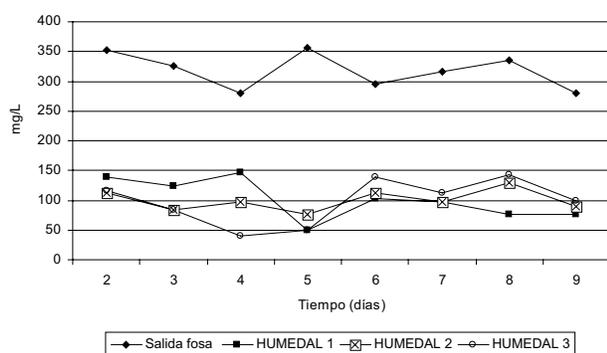


Fig. 2. Concentraciones de DQO en las aguas residuales de los módulos experimentales del sistema. Los resultados de la salida de la fosa séptica corresponden al agua antes de su ingreso al primer módulo. Estos resultados fueron la base para determinar el tiempo de retención hidráulica del sistema y corresponden a las muestras recolectadas en la época de estiaje

CUADRO I. VALORES DE LAS CONCENTRACIONES DE DQO DE LAS MUESTRAS OBTENIDAS DURANTE LA TEMPORADA DE ESTIAJE Y PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

Tiempo de retención (días)	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final (mg/L)	Remoción del sistema (%)
2	353.33 ± 25.40	110.70 ± 18.92	68.67
3	325.80 ± 32.45	80.30 ± 22.59	75.36
4	280.50 ± 18.50	40.00 ± 12.56	85.40
5*	355.30 ± 14.56	50.00 ± 15.83	85.93
6	295.40 ± 44.83	140.00 ± 28.91	52.61
7	315.40 ± 35.65	110.30 ± 33.75	65.03
8	335.20 ± 64.33	140.30 ± 35.83	58.15
9	279.69 ± 56.83	100.00 ± 28.70	64.25

*Menor concentración de DQO detectada al final de los módulos experimentales

Los resultados obtenidos en la época de lluvias aportan una mayor variabilidad en la concentración de DQO a través del tiempo (datos no mostrados), aunque la tendencia indica que el tiempo de retención idóneo es de cinco días. Por lo tanto, se fijó este lapso para el establecimiento del sistema de tratamiento y monitorear la eficiencia de remoción de la carga orgánica.

Etapa II. Eficiencia de remoción de la carga orgánica, fósforo y nitrógeno

Para presentar y discutir los resultados de la eficiencia de remoción del sistema, cada parámetro se mencionará y analizará de manera independiente.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO es una medida aproximada del contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable de una muestra de agua. En condiciones naturales, dicha materia orgánica puede ser biodegradada lentamente (oxidada) hasta CO_2 y H_2O mediante un proceso que puede tardar desde unas pocas semanas hasta unos cuantos cientos de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente y de las condiciones de la oxidación. En las pruebas de DQO se acelera artificialmente la biodegradación que realizan los microorganismos, mediante un proceso de oxidación forzada, utilizando oxidantes químicos y métodos debidamente estandarizados, que tienen por objeto garantizar la reproducibilidad y comparabilidad de las mediciones (APHA 1992).

En el presente trabajo y durante el muestreo realizado en la temporada de estiaje a la entrada del

sistema, se presentó una concentración inicial de 164 mg/L, y después de su paso por el sistema, de 7 mg/L, lo que significa una remoción de 95.73 % (**Fig. 3**). Para el muestreo realizado en la temporada de lluvias, la concentración inicial en el agua residual fue de 306 mg/L y a la salida del sistema, de 30 mg/L, lo que representa 90.2 % de remoción, ligeramente menor al porcentaje en la época de estiaje (**Fig. 3**). Este resultado supera lo reportado por Conte *et al.* (2001) y Kao *et al.* (2001), quienes apuntan porcentajes de remoción de 50 a 70 %. La **figura 3** muestra la tendencia a disminuir de la concentración de DQO a su paso por los humedales para ambas épocas. A pesar de un ligero incremento en el segundo módulo en la temporada de lluvias, la concentración se reduce al final del tratamiento, por lo que no afecta a la capacidad de remoción del sistema.

Las concentraciones resultantes de DQO en este

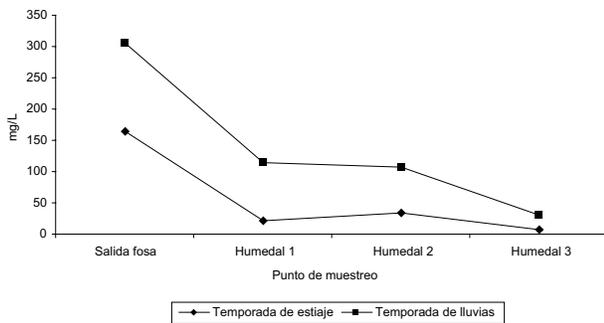


Fig. 3. Concentración de DQO del agua residual de la época de estiaje y de lluvias a su paso por el HA

trabajo son similares a las reportadas por Burgoon (2001), Conte *et al.* (2001), Giraldo y Zárate (2001), Kao *et al.* (2001), Koottatép *et al.* (2001), Shrestha *et al.* (2001) y Elias *et al.* (2001), quienes también trabajaron con aguas residuales municipales tratadas con humedales artificiales, utilizando principalmente carrizo.

En los humedales artificiales, la capacidad de remoción se debe a los efectos combinados entre el tiempo de retención hidráulica, la acción filtrante del sustrato para retener sólidos suspendidos del agua y la actividad biológica del sistema (Rodríguez-Monroy y Durán de Bazúa 2006). La disminución en la concentración de DQO presentada en los módulos, probablemente se debe al metabolismo de los macro y microorganismos heterótrofos aerobios y anaerobios, utilizando los compuestos orgánicos del agua para la producción de biomasa, aunque en el sistema también se generan reacciones químicas,

principalmente de oxido-reducción (Kadlec *et al.* 2000). La carga de DQO de las aguas residuales canalizadas a los módulos, el diseño del HA, las condiciones de operación y el tipo de sustrato, afectan la difusión y convección de oxígeno (Vymazal 2002). Otro parámetro importante que afecta la remoción de DQO es el posible aporte de oxígeno por las raíces de las plantas a la rizósfera. La absorción de materia orgánica por las plantas es insignificante comparada con la degradación biológica.

Fósforo total

El fósforo en aguas residuales se encuentra principalmente como fosfatos y en formas orgánicas. La contaminación de agua por este elemento tiene su fuente principal en el uso de productos de limpieza con compuestos fosforados como principios activos. El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser un nutriente limitante de la productividad primaria. En concentraciones elevadas por la incorporación de aguas residuales o tratadas, estimula el crecimiento acelerado de macro y microorganismos, provocando eutroficación (APHA 1992).

Para este trabajo y con respecto al muestreo realizado en la época de estiaje, la concentración de la muestra que ingresó al sistema fue de 0.9 mg/L de la cual se remueve 3.13 % en el primer humedal (0.87 mg/L). En el caso del segundo humedal, la concentración del fósforo total aumenta a 0.9 mg/L. Al final del sistema, se presenta una remoción total de 21.87 % (0.7 mg/L). En la época de lluvias, la concentración del fósforo total presentó una concentración de 1.96 mg/L antes de su entrada al sistema y se removió 40.35 % al final del tratamiento (**Fig. 4**). Los resultados demuestran valores mayores en la época de lluvias y con mayor variabilidad a su paso por los diferentes módulos del sistema.

Como ya se comentó, el agua residual cruda

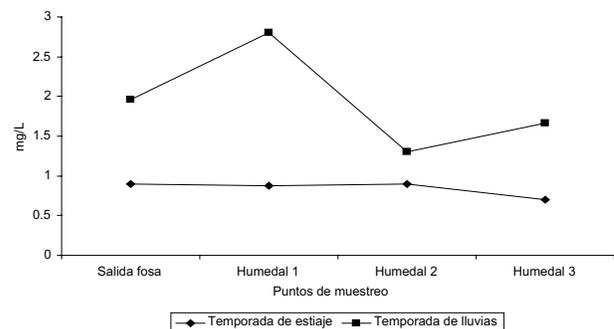


Fig. 4. Concentración de fósforo total en el sistema de tratamiento en la época de estiaje y lluvias

proviene de un edificio donde se desarrolla investigación científica; por lo tanto, tiene un aporte de detergentes, los cuales se utilizan en la limpieza de las instalaciones, de materiales de laboratorio y del personal. El fósforo presente en esta agua es principalmente de compuestos fosfatados, que son los principios activos de la mayoría de los detergentes.

El fósforo puede ser absorbido por las plantas en diferentes formas iónicas, el cual se integrará al metabolismo principalmente en el proceso de fotosíntesis, razón por la cual disminuye su concentración en el agua a su paso por los humedales. Además, puede ser aprovechado por los microorganismos o fijado en el sustrato. Sin embargo, la cantidad de fósforo en el efluente es prácticamente el mismo que en el influente. En consecuencia, la cantidad de fósforo asimilado o fijado en el sustrato es pequeña en relación a la aportada por el agua residual. Estos resultados sugieren que los humedales, bajo las condiciones experimentales de este trabajo, no constituyeron un método efectivo para la eliminación de fósforo. De acuerdo con Korkusuz *et al.* (2004), esta situación podría mejorar si se utilizara grava rica en hierro y aluminio o tratamientos alternativos de eliminación de fósforo.

La remoción del fósforo en los humedales artificiales es eficiente en un período corto hasta que el medio se satura. Sin embargo, a largo plazo los procesos son más limitados y se reducen a la asimilación por parte de las plantas y la biomasa (Karpiscak y Foster 2000).

Especies nitrogenadas

Como puede observarse en los resultados de este trabajo, el nitrógeno influente en el humedal artificial se encuentra como nitrógeno orgánico o amoniacal, con escasas cantidades de nitratos. Los procesos de descomposición y mineralización llevados a cabo por los microorganismos, transforman este nitrógeno a nitritos o nitratos (nitrificación) y finalmente a N_2 (denitrificación). Las proporciones de estos procesos dependen en gran medida de la concentración de oxígeno en el sistema (Lara-Borrego 1999).

Los procesos de remoción de nitrógeno en humedales artificiales incluyen diferentes mecanismos como: su utilización por los organismos del sistema (plantas y microorganismos), amonificación, nitrificación/denitrificación y adsorción en la matriz del sustrato. Numerosos estudios han demostrado que el mecanismo más importante de remoción es el proceso de nitrificación/denitrificación (Vymazal *et al.* 2002).

Los compuestos nitrogenados constituyen nutrientes clave para el crecimiento de los seres vivos, así que el nitrógeno puede ser eliminado del agua siempre que sea asimilado por microorganismos. Para las plantas, el nitrógeno es un nutriente vital que utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento, especialmente en forma de nitrato (Cervantes-Carrillo *et al.* 2000).

En este trabajo y en la época de estiaje, la concentración de $N-NH_4^+$ antes de la entrada de agua residual al sistema de tratamiento fue de 58.69 mg/L. Al final del tratamiento, se presentó una remoción del 73.85 %, con una concentración de 15.35 mg/L. Para el caso de la temporada de lluvias, la concentración $N-NH_4^+$ fue de 173.26 mg/L y después del sistema de tratamiento se presentó una remoción de 89.70 %. La **figura 5** muestra las concentraciones de $N-NH_4^+$ del agua residual bajo tratamiento, que demuestran valores menores durante el estiaje, al igual que en el caso de la DQO y del fósforo total. Sin embargo, en ambas temporadas se obtiene una remoción importante en la concentración de $N-NH_4^+$.

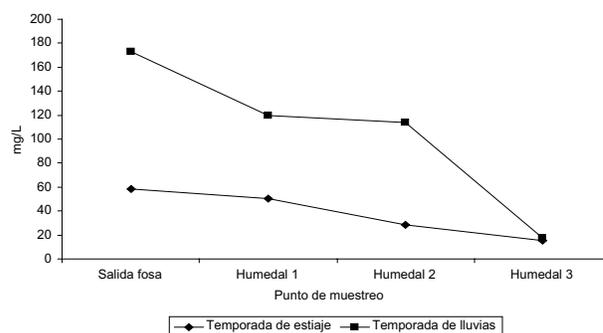


Fig. 5. Concentración de $N-NH_4^+$ en las dos temporadas de muestreo. Se observa la remoción alta de este catión

Para el caso de los nitritos en la temporada de estiaje, se encontró una concentración de 0.24 mg/L de $N-NO_2^-$ en el agua residual que ingresa al sistema y se incrementa hasta 2.52 mg/L a la salida del segundo módulo. Por lo tanto el sistema no removió esta especie del nitrógeno, sino que la nitrificación condujo a la formación de nitritos, probablemente porque en algunas zonas del sistema predominan las condiciones anaerobias. Los resultados de la época de lluvias muestran una tendencia similar: incremento de nitritos en el agua a su paso por los humedales (**Fig. 6**).

Por su parte, la concentración inicial de $N-NO_3^-$ durante el muestreo realizado en la temporada de

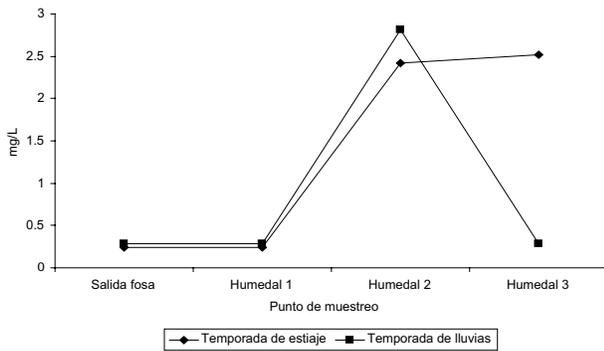


Fig. 6. Comparación de concentración N-NO₂⁻ en las épocas de estiaje y lluvias, que demuestra su formación dentro del sistema

estiaje fue de 5.63 mg/L y disminuye a la salida del sistema a una concentración de 3.07 mg/L (45.46 % de remoción). Para el muestreo realizado en la temporada de lluvias, la concentración inicial fue de 5.8 mg/L, aunque se presentan variaciones importantes a su paso por los tres módulos, lo que ha impedido calcular el porcentaje de remoción total por el sistema. Estas variaciones sugieren un incremento en el proceso de nitrificación, probablemente debido a una mayor oxigenación o por el incremento de esta especie nitrogenada, causados por el aporte del agua de lluvia al sistema (el humedal se instaló al aire libre y en una zona urbana). La **figura 7** muestra la dinámica de la concentración de N-NO₃⁻ en ambos muestreos.

De acuerdo con los resultados obtenidos, en el agua residual cruda por su origen sanitario, el nitrógeno se presentó mayormente como N-NH₄⁺, probablemente procedente de la urea humana y de compuestos orgánicos nitrogenados. De acuerdo con las condiciones que prevalecen en el sistema, se

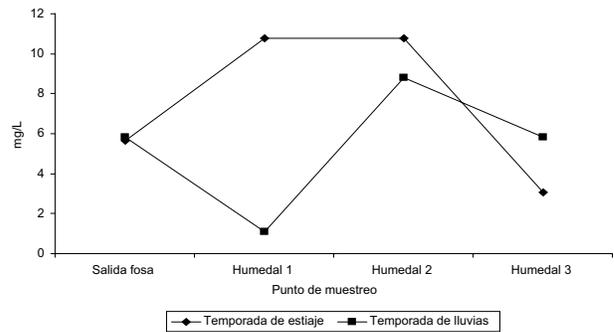


Fig. 7. Concentración de N-NO₃⁻ en las épocas de estiaje y lluvias, que demuestran su variabilidad en el sistema

favorecen los procesos de nitrificación, dando como resultado la formación de nitratos y nitritos por la actividad de bacterias nitrificantes (*Nitrosomas* y *Nitrobacter*). Los resultados sugieren además, que existen zonas anaerobias al interior del humedal, que conducen a la formación de nitritos.

La remoción de N-NH₄⁺ del sistema es alta, probablemente debido al aprovechamiento por las plantas y microorganismos o por el proceso de nitrificación (incluyendo la formación de nitritos). En algunos casos se han obtenido importantes disminuciones de la concentración de especies de nitrógeno, asociadas a un aporte de oxígeno por las raíces de las plantas en sistemas de poca profundidad (0.3 m; Lara-Borrego 1999), como es el caso del sistema piloto evaluado en este trabajo.

Análisis bacteriológicos

Los resultados de la cuenta de bacterias se muestran en la **figura 8**. Se encontraron concentraciones en un rango entre 1 x10⁵ a 1 x10⁷ (UFC/ mL para el agua residual y UFC/g para la rizósfera y el sustrato), siendo

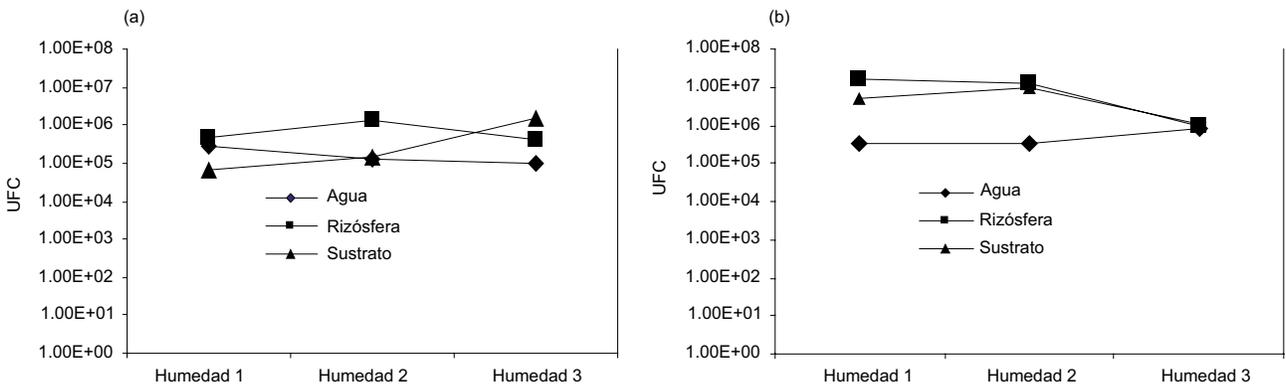


Fig. 8. Número de microorganismos (UFC) encontrados en el agua, en la rizósfera y en el sustrato del sistema de tratamiento instalado. Las unidades que se indican se relacionan con el tipo de muestra analizada: UFC/mL para el agua y UFC/g para la rizósfera y el sustrato. a) Muestra correspondiente a la temporada de lluvia y b) a la temporada de estiaje

mayor en la época de estiaje. Dichos valores indican que existen bacterias asociadas al sustrato y en mayor proporción a la rizósfera. Estos resultados ponen de manifiesto la presencia de los microorganismos en el sistema, establecidos como biopelícula sobre el sustrato (tezontle y arena) y asociados a las raíces de las plantas. Además, estos datos sugieren que no existe una correlación entre el número de bacterias y la especie de las plantas que se instalaron en el sistema.

DISCUSIÓN

De acuerdo con la remoción de la DQO, fósforo y especies del nitrógeno de las aguas residuales, el tiempo de retención hidráulica óptimo del sistema es de cinco días en los módulos donde se encuentran instalados *Phragmites australis* y *Typha dominguensis* por separado. Sin embargo, los resultados encontrados en el módulo mixto, requieren un tiempo de retención menor, probablemente por la acción combinada de las dos especies de plantas. El tiempo de retención define el lapso en que los contaminantes permanecen en contacto con las plantas y los microorganismos para ser transformados biológica y químicamente.

La carga orgánica del sistema se comportó de la siguiente manera: la DQO presentó una mayor remoción durante temporada de estiaje (95.73 % comparativamente con 90.2 % en temporada de lluvias). En términos globales, la remoción de la materia orgánica en el tercer módulo es mayor, probablemente como producto de la descomposición de la misma por las biopelículas microbianas formadas sobre el tezontle y por la presencia de las dos especies de plantas instaladas en este módulo.

Con respecto al fósforo total, los resultados indican una baja eficiencia del sistema, independientemente de la temporada de monitoreo. La remoción de fósforo en la mayoría de los sistemas de humedales artificiales no es muy eficaz debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. La adición de arcilla expandida y de óxidos de hierro y aluminio al sustrato puede ser prometedora para la eliminación más efectiva de fósforo. Algunos sistemas en Europa usan arena en lugar de grava para aumentar la capacidad de retención del fósforo, pero este medio requiere instalaciones muy grandes, debido a la reducida conductividad hidráulica de la arena comparada con la grava (Lara-Borrego 1999).

Por otro lado, el sistema de tratamiento, para las condiciones de este trabajo, es capaz de remover

un porcentaje alto de nitrógeno amoniacal, aunque también se encontraron otras especies nitrogenadas como nitratos y nitritos. Esto sugiere condiciones ambientales variables en el sistema, causadas por el efecto de dilución o concentración de los componentes en el agua residual y las posibles variaciones en la concentración de oxígeno en el sistema. También es posible aseverar que en los diferentes módulos se llevan a cabo los dos procesos de eliminación de nitrógeno: la asimilación o la nitrificación-desnitrificación, lo cual indica el papel tan importante que desempeñan las plantas y los microorganismos en el sistema de depuración.

De manera general, considerando los resultados individualmente, el humedal 3, es donde se presentan la mejor eficiencia de remoción, lo que sugiere que el establecimiento de las dos especies podría dar mejores resultados que utilizando *Phragmites australis* (carrizo) o *Typha dominguensis* (tule) por separado. No obstante, se requieren análisis complementarios y mayor tiempo de operación del sistema para llegar a conclusiones más contundentes.

El diseño del HA aplicado en el sistema no incluyó el análisis del comportamiento de la carga orgánica, de los nutrientes y de los microorganismos del agua residual en un módulo sin plantas (sólo sustrato). El sustrato es un material importante ya que cumple con varias funciones como ser el medio de soporte de los microorganismos y de las plantas, además de funcionar como medio filtrante para retener los sólidos suspendidos que se depositan en la superficie del sustrato, para luego ser degradados por los microorganismos. No obstante, el material utilizado en este trabajo ya ha sido estudiado anteriormente y la información pertinente ya se ha reportado por Fenoglio (2000).

Fenoglio (2000) compara la capacidad de retención de materiales orgánicos, medidos como DQO y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), de dos materiales utilizados como soportes en humedales artificiales: tezontle y grava. En ambos casos se observó una eficiencia de retención superior a 90 % a los 20 días de estar en contacto con el agua residual, pero el tezontle es ligeramente más eficiente que la grava. Por lo tanto, en la remoción del sistema, probablemente existió una influencia importante del sustrato utilizado; sin embargo, el mismo autor menciona que el verdadero efecto de remoción de la materia orgánica tiene lugar una vez que los microorganismos se encuentran depositados sobre el material de soporte. También es sabido que el tezontle tiene una amplia superficie de contacto, por lo que los microorganismos se asocian en mayor medida a

este material y tienen mayor actividad para la degradación de la materia orgánica que se encuentra en el agua residual.

Los resultados encontrados en este trabajo demuestran el establecimiento de bacterias en el sistema, tanto en el sustrato como en las raíces de las plantas, lo que ayuda a la remoción de la carga orgánica y de los nutrientes del agua residual que está bajo tratamiento. Los microorganismos son la parte principal del funcionamiento de los humedales artificiales, ya que de estos depende la eficiencia en la remoción de los contaminantes. Los compuestos orgánicos, nitrogenados y fosforados son transformados a formas más simples y por lo tanto, más fáciles de eliminar del sistema.

Es indudable que los humedales artificiales son ecosistemas que pueden ser utilizados para el tratamiento de aguas residuales de una manera segura, confiable, estética y económica. La remoción de contaminantes es eficiente y no se invierte en el suministro de energía adicional para su funcionamiento. Como se ha mencionado anteriormente, el funcionamiento de estos sistemas de tratamiento se basa en la actividad combinada de plantas, microorganismos y sustrato, que en conjunto propician una depuración eficiente.

Es recomendable que para conocer con mayor precisión los procesos que ocurren en el sistema de tratamiento, se evalúen a detalle otros procesos bajo las condiciones de este trabajo, como el efecto del sustrato sobre la retención de materia orgánica y nutrientes, las mejores condiciones de empaque de cada módulo, la distribución hidráulica a lo largo del sistema, las asociaciones de microorganismos con las dos especies de plantas y el control de la población de las plantas instaladas en el humedal, para que en conjunto se logre una mayor eficiencia de remoción. También es útil el conocimiento de los procesos de nitrificación/denitrificación y que se estudien la biodiversidad de microorganismos presentes que potencialmente sean útiles para procesos biotecnológicos que ayuden a degradar otro tipo de compuestos orgánicos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración de Claudia Rodríguez Mendoza por su participación en la parte analítica de los microorganismos; a Adriana Carolina Gutiérrez Osorio, Magdalena Ortega Silva y Leticia Peña Camacho, por su apoyo en las técnicas de análisis químicos del agua residual.

REFERENCIAS

- APHA (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington D.C. 937 p.
- Brix H., Arias C. y Bubba M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 44, 47-54.
- Burgoon P. (2001). Denitrification in free water surface wetlands receiving carbon supplements. *Water Sci. Technol.* 44, 163-169.
- Cervantes-Carrillo F., Pérez J. y Gómez J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Rev. Latinoam. Microbiol.* 42, 73-82.
- CNA (2007). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Comisión Nacional del Agua. SEMARNAT. México D.F. 235 pp.
- Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci B. y Masi F. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy. *Water Sci. Technol.* 44, 339-343.
- Cooper P. (1999). A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Sci. Technol.* 40, 1-9.
- Elias J.M., Filho E. y Salati E. (2001). Performance of constructed wetland system for public water supply. *Water Sci. Technol.* 44, 579-584.
- Esponda A. (2001). Arranque de un sistema experimental de flujo vertical a escala piloto de tipo humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Fenoglio L. (2000). Bases de diseño para la construcción de un reactor biológico experimental basado en los sistemas de humedales de flujo vertical. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Faulkner S. y Richardson C. (1989). *Physical and chemical characteristics of freshwater wetlands soils*. Lewis Publishers. Tennessee. 805 pp.
- Gerba C.P., Thurston J.A., Falabi J.A., Watt P.M. y Karpiscak M.M. (1999). Optimization of artificial wetlands design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Wat. Sci. Tech.* 40, 363-368
- Giraldo E. y Zárate E. (2001). Development of a conceptual model for vertical flow wetland metabolism. *Water Sci. Technol.* 44, 273-280.
- Gopal B. (1999). Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Sci. Technol.* 40, 27-35.
- Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. y Haberl R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control*. Scientific and technical report No:8. International Water Association, Londres. 156 p.

- Karpiscak W. y Foster A. (2000). Nutrient and heavy metal uptake and storage in constructed wetland systems in Arizona wetland systems for water pollution control. *Water Sci. Technol.* 3, 1271-1278.
- Kao C., Wang Y., Lee H. y Wen K. (2001). Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. *Water Sci. Technol.* 44, 585-590.
- Koottatep T., Polprasert C., Oanh N., Heinss U., Montangero A. y Strauss M. (2001). Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. *Water Sci. Technol.* 44, 181-188.
- Korkusuz E.A., Beklioglu M. y Demirer G.N. (2004). Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Turkish J. Eng. Env. Sci.* 28, 333-344.
- Lara-Borrego J.A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Cataluña, España.
- Madigan M.T., Martinko J.M. y Parker J. (2004). *Brook, Biología de los Microorganismos*. Pearson Prentice Hall. Madrid. 1096 pp.
- Marín S.J. (2002). Tratamiento de aguas residuales mediante un sistema de humedales artificiales a nivel laboratorio. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Miranda R.M. (2000). Desarrollo, situación actual y aplicaciones potenciales de los humedales artificiales de flujo horizontal de México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Quipuzco E. (2002). Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Rev. Inst. Investig. Fac. Minas Metal. Cienc. Geogr.* 5, 52-57.
- Rodríguez-Monroy J. y Durán de Bazúa C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnol. Ciencia Ed.* 21, 25-33.
- Romero A.M. (2005). Propuesta para el tratamiento de aguas residuales de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) mediante humedales artificiales de flujo horizontal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México.
- Shrestha R.R., Haberl R. y Laber J. (2001). Constructed wetland technology transfer to Nepal. *Water Sci. Technol.* 43, 345-350.
- Vymazal J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Engin.* 18, 633-646.