



Vol. 3, No. 1, 145-154, 2010

ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO AVANZADO DE AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO UN REACTOR CON CINTA DE POLIETILENO

Tania Gutiérrez Macías ^{1*}
Petia Mijaylova Nacheva ²

ADVANCED BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER USING A REACTOR WITH POLYETHYLENE TAPE

ABSTRACT

The performance of an aerobic submerged packed bed reactor with polyethylene tape was studied for the treatment of domestic wastewater. The packing material had 1098 m²/m³ specific area. Three different zones were conformed within the reactor: anaerobic, anoxic and aerobic. The system was operated with 4 different organic loads. The objective of this study was to determine the simultaneous removal of COD, nitrogen and phosphorus and the best operational conditions for the system. The following parameters were analyzed and measured: COD, TN, NH₄⁺-N, TP, TSS, VSS,. The duration of the experimental work was 308 days. The best average removal of COD (61%) and TP (39%) was obtained with an organic load of 4.73 kgCOD·m⁻³·d⁻¹, HRT of 1.35 hours. It was observed that TP removal rates increased with the rise of the TP and organic loads. The best ammonia and TN removals, 71% and 66% respectively, were obtained when a load of 1.27 kgDQO·m⁻³·d⁻¹ was applied, with 2.4 hours HRT and 100% recycling. There were not any clogging problems in the packed bed during all the operation period, thus backwashing procedures were not required. Based on the obtained results, it can be concluded that the aerobic submerged packed bed reactor with polyethylene tape allowed higher micronutrient removals than the conventional wastewater treatment systems, been in addition a novel system of easy operation.

Key words: Biofilter, C, N y P removal, polyethylene tape.

¹ UNAM-Campus Morelos.

² Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

* *Contact* Universidad Nacional Autónoma de México campus Morelos. Paseo Cuauhnáhuac No.8532. Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, 62550, México; Tel. (777) 329-3600 ext. 601; Tel/fax (777) 329-3663. E-mail: tanochis@hotmail.com

Resumen

En esta investigación se estudió el desempeño de un biofiltro de lecho sumergido y de flujo ascendente, con un volumen útil de 14L, empacado con cinta de polietileno con un área específica de $1098 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y alimentado con agua residual municipal. El reactor biológico fue conformado por tres diferentes zonas dentro anaerobia, anóxica y aerobia. El sistema fue operado con 4 diferentes cargas orgánicas. El objetivo de este estudio fue determinar la remoción de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo mediante el reactor utilizando un arreglo específico de las zonas aerobia, anóxica y anaerobia, así como las mejores condiciones operacionales del sistema. Los parámetros a analizar fueron DQO, NT, N-NH_4^+ , PT, SST, SSV. El sistema operó durante 308 días. La mayor remoción de DQO (61%) y PT (39%) se obtuvo con una carga de $4.73 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, un TRH de 1.35 h. Se observó que con el aumento de la carga de fósforo y de la materia orgánica, aumenta también la tasa de remoción del fósforo. La mayor remoción de nitrógeno amoniacal y total, de 71% y 66% respectivamente, se observó utilizando una carga orgánica de $1.27 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, con un TRH de 2.4 horas y una recirculación de 100%. Durante la operación del sistema no se presentaron problemas de colmatación haciendo omiso el uso de retro lavados. Con base en los resultados del estudio se concluyó que los biofiltros de lecho sumergido empacados con cinta de polietileno, con zonas anaerobia, aerobia y anóxica, proporcionan mayor remoción de micronutrientes comparados con los sistemas convencionales, siendo un sistema innovador y de fácil operación.

Introducción

En la actualidad el tratamiento de las aguas residuales es de vital importancia, sin embargo, los sistemas de tratamiento convencionales presentan remociones simultáneas bajas de carbono, nitrógeno y fósforo. Los sistemas con biomasa inmovilizada permiten desarrollar mayor cantidad de microorganismos en unidad de volumen del reactor, con lo cual se pueden lograr sistemas de tratamiento más compactos y una alta calidad de los efluentes (Meaney y Strickland, 1994). Además, se ha demostrado que estos sistemas generan menor cantidad de lodo residual y requieren de menor cantidad de aire. Esto permite disminuir los costos de operación comparado con los costos de los sistemas convencionales (Orantes y González, 2003). Se ha demostrado también que en los sistemas de tratamiento con biopelículas se pueden obtener altas remociones de carbono y micronutrientes simultáneamente (Garzón y González, 1996). Las ventajas de los sistemas con biomasa inmovilizada mencionadas anteriormente, los hacen adecuados para su aplicación con la finalidad de obtener agua tratada de una calidad apta para reúso en servicios al público (NOM-003-SEMARNAT-1997) y descargas a cuerpos naturales cerrados para prevenir la eutroficación (NOM-001-SEMARNAT-1996). Los procesos de tratamiento con biopelículas son una alternativa apropiada para la construcción de plantas pequeñas de tratamiento de aguas residuales en condominios, fraccionamientos y casas

habitación ya que brinda la posibilidad de obtener sistemas de tratamiento muy compactos (Bustos 2007). Actualmente en México hay una fuerte necesidad de tecnologías adecuadas para plantas pequeñas que permitan el aprovechamiento del recurso hídrico y la protección de los cuerpos receptores (Ávila, 2002). Por lo tanto el objetivo de este trabajo fue determinar la capacidad de biodegradación y remoción simultánea de C, N y P de agua residual en un reactor de biomasa inmovilizada sobre cinta de polietileno.

Metodología

El desarrollo del trabajo experimental se llevó a cabo en un biofiltro a escala laboratorio, operado en forma continua y con un flujo ascendente. El reactor fue cilíndrico, elaborado de acrílico transparente, de 1.50 m de altura y 0.15 m de diámetro, con un volumen de 14 L. El lecho empacado fue cinta de polietileno de baja densidad, reforzada con tres cordones de polietileno de alta densidad (Figura 1), importada de Alemania. La cinta fue cortada en forma de tiras, con dimensiones de 150 mm / 30 mm. Las tiras fueron insertadas en forma de escobillón en un eje central elaborado de acero inoxidable y sostenido por dos placas perforadas que delimitan el lecho con una altura de 1 m. La porosidad del lecho fue mayor a 98% y el área específica fue de $1098 \text{ m}^2/\text{m}^3$. El reactor se equipó con dos bombas peristálticas con ajuste de caudal, una para la alimentación del reactor y la otra para la recirculación del agua, así mismo con mangueras y dos difusores de aire de piedra porosa y de forma cilíndrica, instalados en el centro del biofiltro (Figura 2).



Figura 1: Cinta de polietileno.

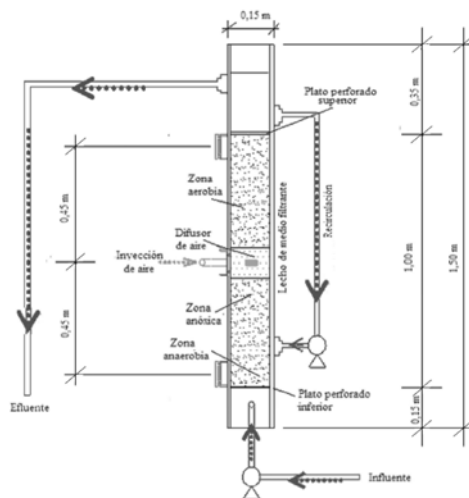


Figura 2: Esquema del biofiltro.

El biofiltro estuvo conformado por tres diferentes zonas: Anaerobia, ubicada en la parte inferior del reactor con un volumen de 3.5 L, zona anóxica, ubicada posterior a la zona anaerobia con un

volumen de 3.5 L y zona aerobia, localizada en la parte superior del reactor con un volumen de 7 L. La alimentación del reactor con aguas residuales se realizaba en la zona inferior anaerobia. La zona anóxica estaba delimitada por el punto de la introducción del flujo recirculado y el punto de la ubicación de los difusores. El efluente se obtenía en la parte superior del biofiltro. El reactor biológico fue operado aplicando diferentes cargas orgánicas como lo muestra la Tabla 1. Los parámetros determinados durante la operación total del sistema fueron DQO, $N-NH_4^+$, NT, PT, los cuales se analizaban 3 veces por semana. Los SST y SSV en el efluente se determinaban una vez por semana. Diariamente se medían temperatura, pH, OD y SDT.

TABLA 1: Parámetros de operación del reactor experimental

Parámetro	Desarrollo y aclimatación de la biopelícula	Variación de cargas orgánicas			
		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Carga orgánica superficial, $g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	0.25	1.15	5.51	4.31	3.27
Carga orgánica volumétrica, $kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$	0.28	1.27	6.05	4.73	3.6
Gasto, L/d	30	140	250	250	250
TRH, h	11.2	2.4	1.35	1.35	1.35
Recirculación, %	100	100	100	50	50

Resultados

El desarrollo de la biomasa en el reactor tuvo una duración aproximada de 30 días, alcanzando remociones del 55 % de DQO, con una concentración en el efluente menor de 100 mg/L. Así mismo, se obtuvieron remociones de 48% de NT, 37% de $N-NH_4^+$ y 24% de PT. En estas condiciones empezó la experimentación aplicando las diferentes cargas orgánicas programadas. Durante la operación del sistema los valores de pH oscilaron entre 7 y 8, proporcionando condiciones para un buen crecimiento de la biopelícula. La temperatura registró valores alrededor de 24°C favorables para el proceso biológico. Las concentraciones de la DQO en el influente durante la fase 1 oscilaron entre 98 y 150 mg/L (Figura 3), considerándose valores bajos para un agua residual típica (Metcalf y Eddy, 2003). Se alimentaba con un caudal de 140 L/d de aguas residuales y la carga orgánica volumétrica (COV) fue de $1.27 kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, equivalente a una carga orgánica superficial de $1.15 g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. Las concentraciones de DQO en el efluente variaron entre 96 mg/L, con un promedio de 47 mg/L. Para aumentar la concentración del agua residual utilizada como modelo, a partir de la fase 2 se empezó a adicionar de una manera controlada una fuente adicional de carbono (glucosa) al influente. El incremento de la DQO puede observarse en la Figura 3. Durante el transcurso de la fase 2 la DQO en el influente osciló entre 250 a 350 mg/L, en la fase 3 se presentaron concentraciones no mayores a las 300 mg/L y en la fase 4 se presentó un decremento debido a la disminución de la carga orgánica del agua

residual modelo. Las concentraciones promedio de la DQO en los efluentes fueron de 150, 102 y 100 mg/L para las fases 2, 3 y 4 respectivamente.

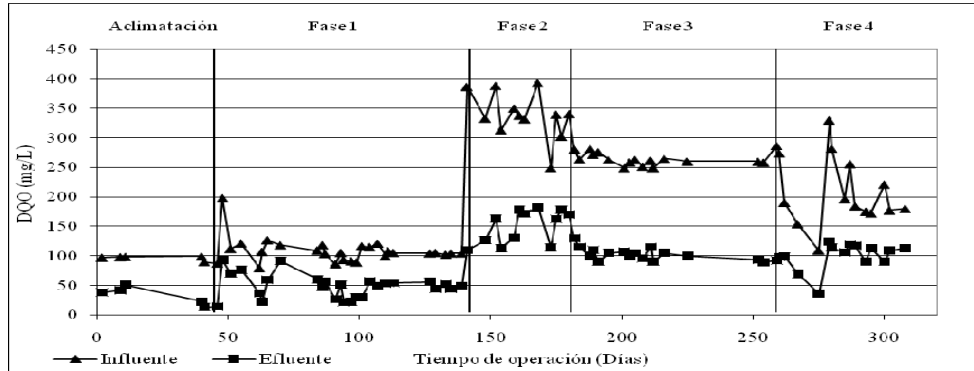


Figura 3: Concentración de DQO durante la operación del sistema.

La remoción de DQO en la fase 1 fue del 57% (figura 4) y disminuyó en un 2% para la fase 2. Se observa que el incremento (4.6 veces) de la carga orgánica fue soportado bien por el sistema, pero aumentó casi dos veces la cantidad de la materia orgánica en el efluente. La remoción de la DQO durante fase 3 aumentó, presentando un promedio de 61%. Se observa que la reducción de la recirculación durante esta fase no afectó el proceso. En la última fase del experimento la remoción disminuyó en un 11% en comparación a la fase anterior, obteniéndose un promedio de 50%. Debido a que durante esta fase no hubo variación del TRH, ni de la recirculación, la única explicación de este decaimiento en la efectividad del sistema es la alta variación de la carga orgánica. Cabe mencionar que hubo también una deficiencia en la distribución del aire en la zona aerobia. Se formaron canales en el lecho por los cuales se escapaba el aire sin poder lograr una difusión uniforme.

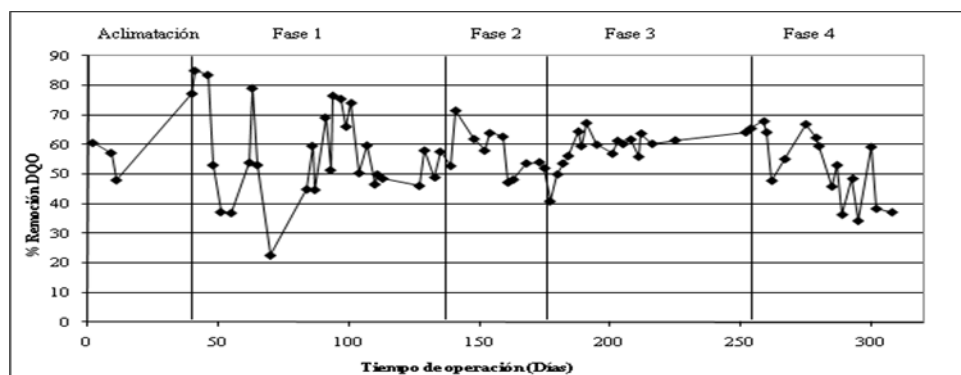


Figura 4: Remoción de DQO durante la operación del sistema.

La variación de las concentraciones del nitrógeno amoniacal durante todo el período de la operación del reactor se presenta en la Figura 5. Durante la fase 1 se trabajó con una carga de nitrógeno amoniacal de $0.23 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ y 2 mg/L de OD. La concentración de nitrógeno amoniacal en el influente presentó valores entre 14 y 24 mg/L hasta el día 127 de operación del sistema. Se observó que en el día 128 la concentración aumentó al doble ($34\text{-}36 \text{ mg/L}$). Este comportamiento fue ajeno a la operación del sistema, se atribuye a un aumento de desechos nitrogenados en el influente. La remoción promedio de nitrógeno amoniacal para esta fase fue de 71% . Durante la fase 2 la carga de nitrógeno amoniacal aumentó a $0.67 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ y se registró una remoción promedio de 40% . Se observa que la remoción bajó en un 31% en comparación a la fase anterior, lo cual se puede atribuir a un déficit de oxígeno para llevar a cabo la nitrificación de forma eficiente ya que en esta fase también se aumentó drásticamente la carga orgánica. En la fase 3 se trabajó con una carga menor, el promedio fue de $0.59 \text{ kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Para evitar el déficit de oxígeno se agregó un difusor de aire en la parte aerobia del biofiltro y se aumentó el flujo del aire al sistema, registrándose así valores de 3.5 mg/L de OD. Como resultado la remoción del nitrógeno amoniacal aumentó obteniéndose un promedio de 51% . La remoción promedio determinada para la fase 4 fue de 49% . Con base a los análisis realizados se observa que a mayor carga de nitrógeno amoniacal y a mayor carga orgánica la remoción tiende a disminuir.

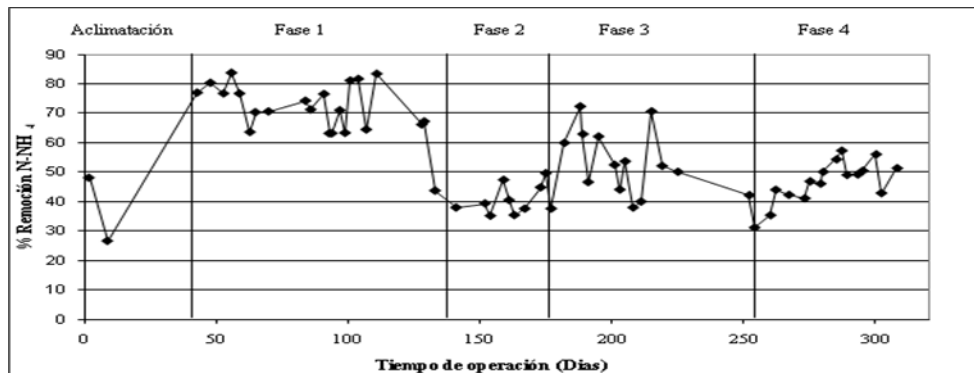


Figura 5: Remoción de N-NH_4^+ durante la operación del sistema.

La concentración del nitrógeno total (NT) en el influente aumentó de 32 mg/L (promedio fase 1) hasta 70 mg/L en la fase 2, comportamiento similar al del nitrógeno amoniacal. Las remociones del NT obtenidas durante la experimentación se presentan en la Figura 6. La mayor remoción de NT se observó en la fase 1, con una carga de $0.34 \text{ kgNT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ se obtuvo una remoción promedio de 66% . En la fase 2, con el aumento de la carga a $1.1 \text{ kgNT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ se obtuvo una remoción promedio de 43% , bajando en un 18% con respecto a la obtenida en la fase anterior. En la fase 3 y 4 se obtuvieron remociones promedio de 47% y de 45% respectivamente. La carga de NT durante la fase 4 fue menor que la aplicada durante la fase 3 y se observa que el efecto de la disminución de la carga sobre la remoción no fue significativo. No se observó un

efecto significativo de la recirculación (50-100%) sobre la remoción de NT en el sistema, la efectividad del proceso de nitrificación que depende del OD tuvo un mayor efecto sobre la remoción del NT.

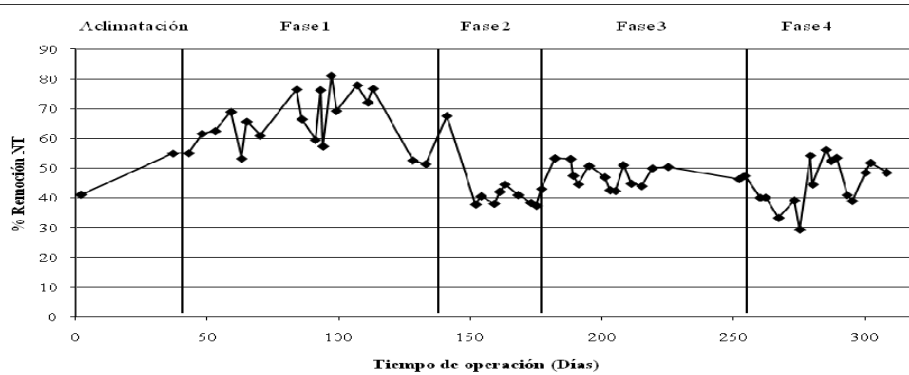


Figura 6: Remoción de NT durante la operación del sistema.

Las concentraciones de fósforo total (PT) durante la operación del sistema registraron valores altos para un agua residual municipal típica, con un promedio de 22 mg/L. Las remociones del PT obtenidas durante la experimentación se presentan en la Figura 7. La remoción promedio en la fase 1 fue de 32 %, con una carga de $0.25 \text{ kgPT} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. En la fase 2, con la adición de glucosa y una carga de $0.41 \text{ kgPT} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, se observó que la remoción aumentó en un 7% lográndose un promedio de 39%. En la fase 3 y 4 la carga de fósforo fue de $0.39 \text{ kgPT} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ y a pesar de que la recirculación fue menor que en la fase anterior (50 %), se obtuvieron remociones de 39% y 36 % respectivamente. Con la variación de las cargas de fósforo y de OD se observó que se puede obtener una mayor remoción con una mayor cantidad de aire en la fase aerobia del reactor y con una mayor carga orgánica.

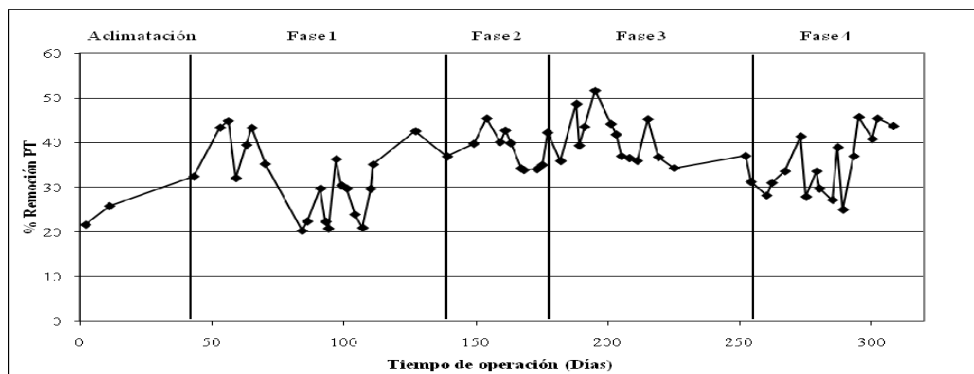


Figura 7: Remoción de PT durante la operación del sistema.

En la Figura 8 se muestran las tasas de remoción de DQO y de NT. La tasa de remoción de la DQO aumenta proporcionalmente a la carga orgánica a pesar que el porcentaje de remoción de DQO en la fase 4 disminuyó en un 11 % con respecto a la obtenida en la fase 3. La tasa de remoción del NT es igualmente proporcional a la carga de NT. La correlación es lineal igual que en el caso de la DQO, se observa un incremento de la tasa con el aumento de la carga. El diagonal en el gráfico representa la línea correspondiente al 100% de remoción de la materia orgánica y NT, el alejamiento de la línea del diagonal indica la disminución de la remoción con el aumento de la carga.

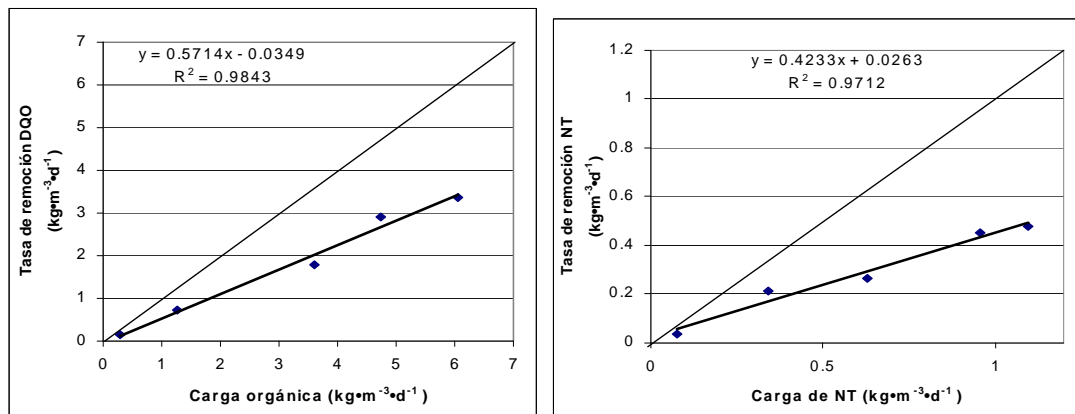


Figura 8: Tasas de remoción de DQO y NT durante la operación del sistema.

Las concentraciones de SST en el efluente del reactor fueron menores de 5 mg/L durante la fase de aclimatación. Al incrementar la COV en la fase 1 también incrementó la concentración de SST llegando hasta 60 mg/L. Sin embargo, el segundo incremento de la carga en la fase 2 no provocó más aumentos de la concentración de sólidos. Los SST en el efluente se mantuvieron sin mucha variación durante las fases posteriores, oscilando entre 11 y 17 mg/L. Durante la operación del sistema no se presentaron problemas de colmatación y por lo tanto no se requirió de retrolavados. La cantidad de biomasa en el reactor, determinada al final del experimento, fue de 139 g de ST (masa seca). Relacionando esta cantidad con el área de la cinta se puede calcular un valor específico de 10 gST/m², y relacionando los sólidos con el volumen del reactor, se obtiene una concentración de 9.2 kg/m³. El tiempo de retención celular se calculó de 10 días. Valdivia *et al.* (2004), trabajando con biofiltros de flujo intermitente con Liapor® como medio de soporte, reportó cantidades de biomasa menores a 25 gST/m², con TRC promedio de 5.4 días. La cantidad de biomasa obtenida en el presente estudio fue más de dos veces menor que la reportada por Valdivia *et al.* (2004) y el TRC fue casi dos veces mayor. González *et al.* (2002), trabajando con un biorreactor discontinuo con lecho fluidizado de cubos de hule espuma, reportó que los tiempos de retención celular dependen, de manera inversa de la carga orgánica, obteniendo para cargas de 15 y 21 gDQO·m⁻²·d⁻¹ con 1 día de TRC. Comparado con el sistema

experimental en el presente estudio, el valor del TRC es 10 veces menor, lo cual se puede atribuir a las menores cargas utilizadas (1.15 a $5.51 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Conclusiones

El tratamiento de aguas residuales municipales mediante biofiltración avanzada en un reactor de lecho sumergido, empacado con cinta de polietileno con un área específica de $1098 \text{ m}^2/\text{m}^3$, operado en continuo, de flujo ascendente, con un arreglo vertical de tres zonas (aerobia, anóxica y anaerobia), presenta altas tasas de remoción de materia orgánica, de nitrógeno y de fósforo, lo cual permite obtener agua tratada con un bajo contenido de micronutrientes.

La mayor remoción de DQO (de 61%) se obtuvo con la carga orgánica de $4.73 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ con un TRH de 1.35h, una recirculación del efluente a la zona anóxica de 50% y una concentración de oxígeno disuelto de 3.5 mg/L. En estas condiciones se logró también la mejor remoción del fósforo total (de 39 %). Las remociones del nitrógeno amoniacal y del total fueron también altas, de 51 y 47% respectivamente.

La mejor efectividad de los procesos nitrificación y desnitrificación se logró con la aplicación de cargas de $0.34 \text{ kgNT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ y $1.27 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, con 2.4 h de TRH y 100% de recirculación, lográndose la mayor remoción de nitrógeno, tanto amoniacal (de 71%), como del total (de 66%). La remoción de DQO y de PT en estas condiciones fue de 57% y 32% respectivamente.

Referencias bibliográficas

- Ávila G. (2002) *Agua, cultura y sociedad en México*, Colegio de Michoacán –IMTA, México.
- Bustos Mejia Carlos. (2007) *Sistema de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades*. Tesis de maestría, UNAM, México.
- Valdivia S., González S. y Wilderer P. (2004) Tratamiento de aguas residuales con biopelículas, en *Memorias XIV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Femisca A.C., 12 a 14 de Mayo, Mazatlán, Sinaloa.
- Garzón M. and González S. (1996) Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor, *Water science and technology*, **34**(1-2), 293-301.
- González O., González S. y Maldonado L. (2002) Tratamiento de agua residual municipal utilizando biopelículas en suspensión, en *Memorias XIV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Femisca A.C., 17 a 20 de Abril, Guanajuato, Guanajuato.

- Meaney B. and Strickland E. (1994). Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification, *Water science and technology*, **29**(10-11), 119-125.
- Metcalf y Eddy. (2003) *Wastewater engineering treatment and reuse*. 4th edition, Ed. McGrawHill, 1819 p.
- Orantes J. y Gonzáles M. (2003) A new low-cost biofilm carrier for the treatment of municipal wastewater in a moving reactor, *Water science and technology*, **48**(11-12), 243-250.