

Evaluación de un reactor biológico empacado con cubos de poliuretano para la remoción de materia orgánica y nutrientes

Gutiérrez Macías Tania¹, Francisco Díaz Díaz², Petia Mijaylova Nacheva³

¹CONACYT-IMTA, ²Posgrado IMTA, ³IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Progreso, 62550, Jiutepec, Morelos, México.

tgutierrez@conacyt.mx; francisco.diaz@posgrado.imta.edu.mx; petiam@tlaloc.imta.mx).

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de cubos de poliuretano como medio de soporte de la biopelícula en un reactor aerobio el cual operó de manera continua y flujo descendente durante un periodo de 90 días. Se aplicó una carga orgánica de $1.41 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 4 h y se dio seguimiento al proceso determinando los siguientes parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (N-NH_4) y fósforo total (PT). Como resultado se observó que los microorganismos presentes en el agua residual, colonizaron el medio de soporte (cubos de poliuretano) en los primeros 30 días de operación del sistema, alcanzando una remoción de DQO de 50 %. En el transcurso del tiempo la remoción de DQO aumentó hasta lograr remociones máximas de 84 %. Las remociones obtenidas de SST y SSV fueron mayores de 83 %. La remoción de nutrientes registró valores de 50% NT, 95 % de N-NH_4 y 29 % PT.

Palabras clave: Reactor biológico, materia orgánica, cubos de poliuretano.

Introducción

Los procesos de tratamiento biológico son utilizados para la reducción del contenido de materia orgánica disuelta en el agua residual. En los reactores aerobios los microorganismos degradan la materia orgánica en presencia de oxígeno hasta productos finales (CO_2 y H_2O) y utilizan la energía liberada para satisfacer sus necesidades metabólicas (Metcalf y Eddy, 2010).

Los microorganismos presentan necesidades nutritivas para su crecimiento y para poder reproducirse, así mismo necesitan de una fuente de energía; carbono para la síntesis de materia celular nueva; elementos inorgánicos (nutrientes) tales como nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio. Los nutrientes orgánicos (factores de crecimiento) también pueden ser necesarios para la síntesis celular (Schlegel, 1997). El crecimiento de la

biomasa en los reactores depende de su estado y las condiciones de operación de los reactores. Por ejemplo, la tasa de crecimiento de la biomasa en estado suspendido es mayor comparada con la de biomasa inmovilizada. Los sistemas de tratamiento con biomasa que tienen bajas tasas de crecimiento producen menor cantidad de lodos residuales. Otra ventaja de los sistemas con biomasa inmovilizada es que pueden retener alta cantidad de biomasa y obtener altos tiempos de retención de sólidos en los reactores, mayor en comparación con los sistemas que usan microorganismos suspendidos, lo cual permite reducir los requerimientos de tamaño de los reactores, se asegura mayor actividad metabólica y tolerancia de los microorganismos a las altas cargas de contaminantes, así como se pueden remover compuestos de estructura molecular compleja, difíciles de degradar (Oyanedel-Craver *et al.*, 2009; Srinandan *et al.*, 2012; Basin *et al.*, 2016; Flores y Mijaylova, 2017). Los sistemas con biopelículas pueden ser operados con altos tiempos de retención de sólidos (TRS) y bajos tiempos de residencia hidráulica (TRH). Esto promueve el desarrollo de microorganismos con bajas tasas de crecimiento para poder llevar a cabo una nitrificación dentro del sistema (Falas *et al.*, 2012; Luo *et al.*, 2014). En los reactores con biomasa inmovilizada se pueden obtener altas concentraciones de biomasa ($50 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) y una amplia área superficial ($>1000 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) (Schlege y Koeser, 2007), esto último depende del material empacado que puede ser de origen natural (turba, grava, arena, tezontle) o sintético (poliuretano, PVC, polietileno). En los últimos años biofiltros empacados con medios sintéticos han sido utilizados para remoción simultánea de carbono y nitrógeno y se ha demostrado que con un buen control o un arreglo en la actividad de la biomasa, así como una buena operación se pueden obtener procesos eficientes en el tratamiento del agua residual (Lazarova *et al.*, 1994; Mijaylova y Moeller 2010). En el 2000 Villaverde y colaboradores reportaron que se pueden obtener diferentes concentraciones de amoníaco con el arreglo de reactores continuos y discontinuos debido a la capacidad de los microorganismos cuando son aclimatados a concentraciones altas de amoníaco.

Pedros *et al.* (2005) analizaron un sistema de biofiltración con lecho sumergido para el tratamiento de agua residual municipal con la finalidad de remover simultáneamente C y N, obteniendo una desnitrificación relativamente baja, lo cual fue atribuido a un exceso de oxígeno disuelto en el reactor. Farabegoli *et al.* (2004) demostraron que la remoción del nitrógeno amoniacal en el agua residual se ve afectada por la temperatura de acuerdo a las estaciones del año (ciudad de Roma); obteniendo un 82% de remoción de nitrógeno amoniacal en el verano y un 32% en invierno, por lo cual se necesitan mayores tiempos de retención hidráulica en esta época del año.

Guo *et al.* (2010) reportaron que la biomasa es retenida en los cubos de poliuretano en dos diferentes formas: el desarrollo de la biopelícula sobre la superficie del cubo y la biomasa que se deposita entre los huecos de los cubos creando condiciones anaerobias en las áreas profundas dentro del cubo, favoreciendo de esta manera a la biodegradación de la materia orgánica y otros compuestos.

En Canadá se ha utilizado el vidrio triturado como medio filtrante para el tratamiento de aguas residuales y se ha reportado que se pueden alcanzar bajos niveles de turbiedad (<0.1 unidades nefelométricas de turbiedad, UNF) además de remociones del 98% de SST, 96% de DBO_5 y 96% de N-NH_4 (Elliot *et al.*, 2001). En el 2006 Zhifei Hu y Gagnon reportaron que utilizando este medio de empaque para el crecimiento de la biomasa se pueden obtener valores de DBO_5 en el efluente de los reactores menores de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

La tendencia actual involucra el perfeccionamiento de la biofiltración tradicional hacia equipos de alto desempeño para la remoción de materia orgánica en concentraciones altas y/o la eliminación de compuestos recalcitrantes utilizando microorganismos previamente seleccionados y adaptados. El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de cubos de poliuretano como medio de soporte de la biopelícula en un reactor aerobio a escala piloto, mediante el análisis de la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Metodología

Sistema experimental

Se instaló un reactor aerobio a escala piloto, el cual contó con una zona empacada de 0.15 m de diámetro, una altura de lecho de 0.8 m , una zona de sedimentación periférica de 0.25 m de diámetro y 1.15 m de alto, además, de un fondo cónico para la extracción de lodo acumulado. El material de soporte de biomasa fueron cubos de poliuretano de 1.5 cm (Figura 1), el área específica del lecho fue de $700 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$. En la parte inferior del reactor se instalaron 4 difusores de piedra porosa para mantener una concentración de oxígeno disuelto de $2\text{-}3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 2). La alimentación del reactor se realizó de manera continua, el influente entraba por la parte superior de la zona empacada con agua residual municipal del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). El flujo en la zona empacada fue descendiente y después el agua entraba a la zona de sedimentación en la cual el flujo fue

ascendente. El reactor biológico fue operado con un caudal de $68 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, TRH de 4 h y una carga orgánica de $1.41 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$.

Se muestrearon el influente y efluente del reactor, dos veces por semana para la determinación de los parámetros DQO, NT, N-NH_4 y PT los cuales fueron analizados en el espectrofotómetro marca HACH mediante métodos estandarizados (APHA., 2012). El análisis de los SST y SSV en el efluente e influente se determinaron una vez por semana mediante el método gravimétrico NMX-AA-034-SCFI-200. Diariamente se monitoreó la temperatura, pH y OD en el reactor.



Figura 1. Cubos de poliuretano

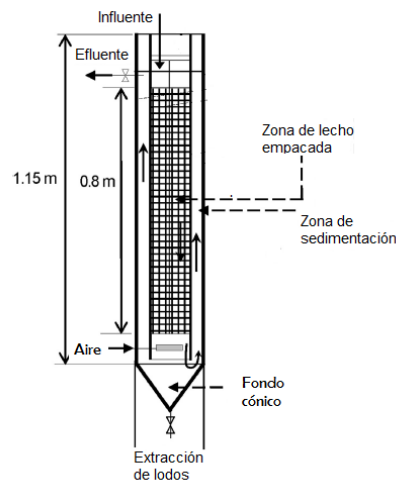


Figura 2. Sistema experimental

Resultados

El reactor se operó durante 90 días. El seguimiento de los parámetros pH y temperatura indicó valores favorables para el desarrollo de la biomasa y el funcionamiento del proceso biológico, el pH fue entre 7 y 7.6 y la temperatura promedio fue de 24°C .

El desarrollo de la biomasa sobre el medio de soporte tuvo una duración aproximada de 30 días, alcanzando remociones del 55 % de DQO. Las concentraciones de DQO en el influente durante la experimentación oscilaron entre 100 y $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 3), considerándose valores bajos para un agua residual típica (Metcalf y Eddy, 2010), esto es debido a que el agua residual de la planta de tratamiento del IMTA solo recibe descargas del personal y un bajo porcentaje del comedor y laboratorios.

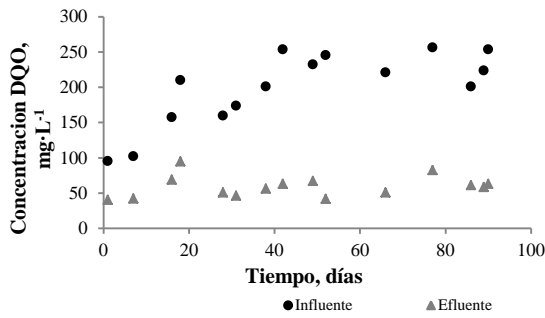


Figura 3. Concentración de DQO durante la corrida experimental.

Después de 30 días de operación, la remoción de DQO aumentó en un 30 % alcanzando remociones máximas de hasta 84% (Figura 4). En promedio la remoción de materia orgánica medida como DQO fue de 76%. Estos valores son similares a las reportadas por Orantes y Gonzales (2003) quienes reportaron remociones de 83% utilizando anillos como medio de empaque y por Villaverde *et al.* (2000) quienes reportaron remociones máximas de 88% utilizando como medio de soporte rocas volcánicas.

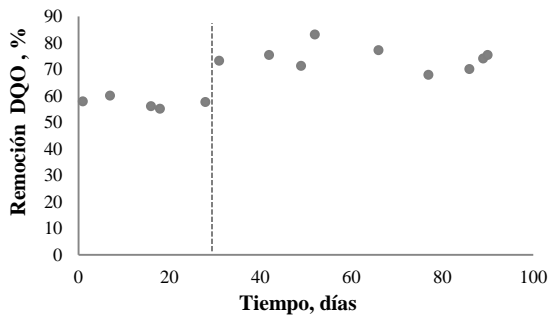


Figura 4. Remoción de DQO durante la corrida experimental.

La concentración del NT en el influente fue relativamente baja durante los primeros 25 pero después aumentó y como se puede observar en la Figura 5 la concentración de NT subió hasta 61 mg·L⁻¹ en los días 30, 50 y 90. Las altas concentraciones se pueden atribuir a las descargas de urea la cual al descomponerse forma N-NH₄. En la Figura 6 se puede observar que en los mismos días las concentraciones de NT en el efluente aumentaron, lo cual afectó las remociones de NT que no fueron mayores a 55% (Figura 7). Comparado con Zhifei Hu y Gagnon (2006) la remoción de NT en este trabajo fue baja, ya que ellos obtuvieron 75% utilizando vidrio como medio de soporte, sin embargo, ellos atribuyen su alta remoción al uso de recirculación en el reactor.

Con respecto al N-NH₄ las concentraciones fueron de 30 mg·L⁻¹ en el influente y menores a 4 mg·L⁻¹ en el efluente, lo cual permitió una remoción mayor de 95% indicando que en el sistema se logró llevar a cabo el proceso de nitrificación además de la asimilación por la biomasa.

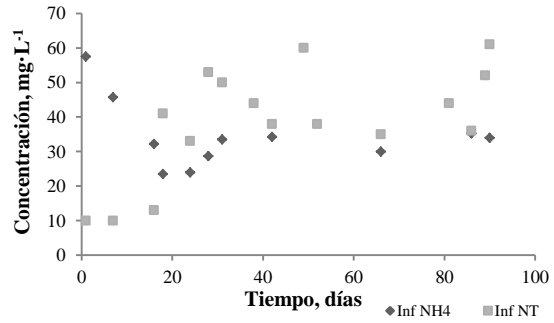


Figura 5. Concentración de nitrógenos durante la corrida experimental en el influente.

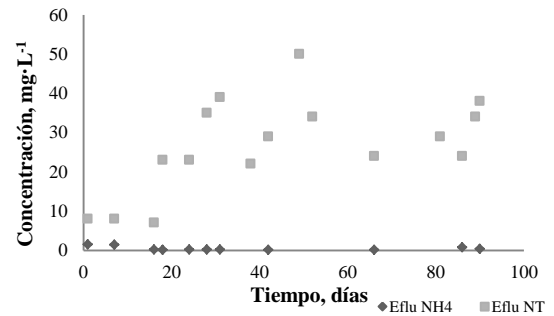


Figura 6. Concentración de nitrógenos durante la corrida experimental en el efluente.

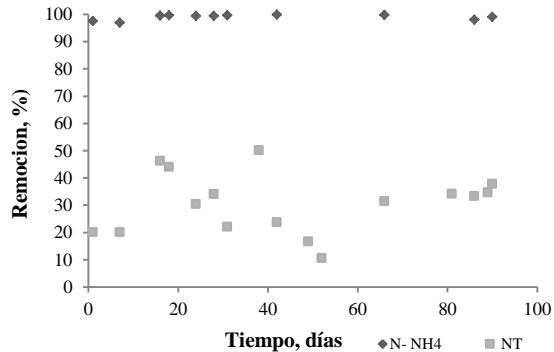


Figura 7. Remoción de nitrógenos durante la corrida experimental en el efluente.

Las concentraciones de fósforo total durante la operación del sistema registraron valores altos para un agua residual municipal típica (Metcalf y Eddy, 2010), con un promedio de 28 mg·L⁻¹ en el influente y 14 mg·L⁻¹ en el efluente. En la Figura 8 se presenta la remoción obtenida durante la etapa experimental y se observa que la máxima remoción obtenida fue de 30 %

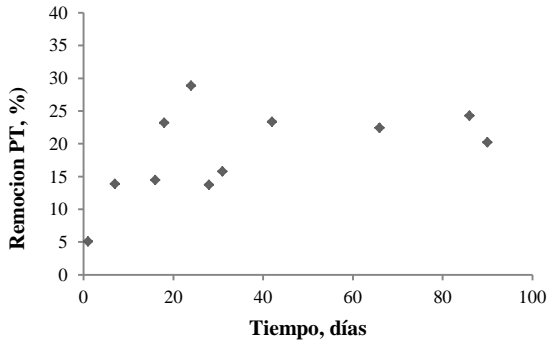


Figura 8. Remoción de PT durante la corrida experimental en el efluente.

En comparación con otros estudios la remoción del PT fue mayor que en la reportada por Zhifei Hu y Gagnon (2006) con 20% y Babcock *et al* (2004) con un 17 %. Para poder lograr bajas concentraciones de fósforo en un efluente por vía biológica, es necesario conseguir que los microorganismos acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Así, la eliminación biológica del fósforo se basa en exponer la biomasa a ciclos con y sin presencia de oxígeno. Por lo que sería necesario hacer más estudios al respecto utilizando este tipo de material como medio de soporte.

Las concentraciones promedio de los SST fueron de 218 y 49 mg·L⁻¹ en el influente y efluente respectivamente. Para los SSV las concentraciones promedio registradas fueron de 173 y 34 mg·L⁻¹ en la entrada y salida respectivamente, la relación SSV/SST fue de 0.7. Se determinó que la remoción de los SST y SSV fue mayor de 80 % (Figura 9), además durante los 90 días de operación el sistema no presentó colmatación, sin necesidad de hacer retrolavados.

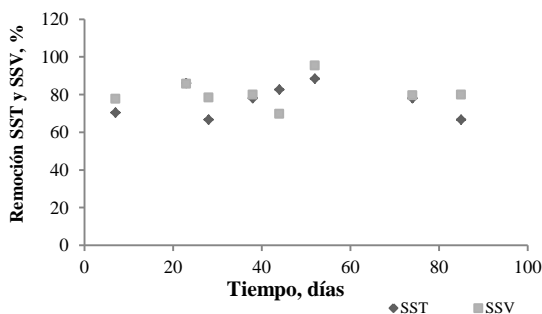


Figura 9. Remoción de SST y SSV durante la corrida experimental.

Conclusiones.

La alimentación del reactor empacado con agua residual permitió lograr rápidamente la colonización de la superficie expuesta de los cubos de poliuretano con microorganismos, sin necesidad de adición de algún inóculo. Altas remociones de DQO se obtuvieron en 30 días de operación.

La remoción de materia orgánica máxima alcanzada fue de 84%, con un TRH de 4 h y una carga orgánica de 1.41 gDQO·m⁻³·d⁻¹.

La remoción de N-NH₄ fue mayor de 95% lo cual se puede atribuir a que existe nitrificación en el sistema, sin embargo la remoción del NT fue relativamente baja, entre 10 y 50%.

En estudios anteriores utilizando cubos de poliuretano se han reportado mayores remociones de DQO, NT (Flores y Mijaylova, 2017). Posiblemente pueda lograrse mayor remoción de DQO y NT si se agrega recirculación al sistema y se implementen cargas orgánicas mayores.

Referencias

- APHA, AWWA, WEF. (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Ed. Am. Public Health Assoc. Washington D.C., USA.
- Babcock, R.W., McNair, D.A., Edling, L.A., Nagato, H., (2004). Evaluation of a system for residential treatment and reuse of wastewater. *Journal of Environmental Engineering*. 130 (7), 766–773.
- Bassin, J.P., Kleerebezem, R., Rosado, A.S., van Loosdrecht, M.C., Dezotti, M. (2011). Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors. *Environmental Science and Technology*. 46, 1546-1555.
- Elliott, R.W., 2001. Evaluation of the use of crushed recycled glass as a filter medium, Part 1. *Water Engineering and Management*. 13–18.
- Falás, P., Baillon-Dhumez, A., Andersen, H.R., Ledin, A., la Cour Jansen, J., (2012). Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals. *Water Research*. 46, 1167-1175.
- Farabegoli G., Chiavola A., Rolle E., Stracquadanio S. (2004). Experimental study on nitrification in a submerged aerated biofilter. *Water Science and Technology*, 49 (11-12), 107-113.
- Flores V., Mijaylova, N. P (2017). Removal of pharmaceuticals from municipal wastewater by aerated submerged attached growth reactors. *Journal of Environmental Management*. 192, 243-253.
- Guo, W., Ngo, H., Dharmawan, F., Palmer, C., 2010. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. *Bioresource Technology*. 101, 1435-1439.
- Lazarova V., Pierzi V., Fontviell D., Manem J. (1994). Integrated approach for biofilm characterization and biomass activity control. *Water Science and Technology*, 29 (7), 345-354.
- Luo, Y., Guo, W., Hao, H., Duc Nghiem, L., Ibney, F., Zhang, J., Liang, S., Wang, X. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*. 473-474.
- Metcalf, Eddy. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*. 4th edition, Ed. McGrawHill, 1819p.
- Mijaylova, P., Moeller, G. (2010). Wastewater treatment using a novel bioreactor with submerged packing bed of

polyethylene tape. *Water Science and Technology*. 62.1, 481-489.

Orantes J.C., González-Martínez, S. (2003). A new low-cost biofilm carrier for the treatment of municipal wastewater in a moving bed reactor. *Water Science and Technology*. 48:11-12. 243-250.

Oyanedel-Craver, V; Lazarova, V., Garrido, J.M., Mendez, R. (2009). *Journal of Environmental Engineering*. 135. 5, 351-358.

Pedros P., Wang J., Dobie K., Metghalchi H. (2005). Experimental and numerical results of a single submerged attached growth bioreactor for simultaneous oxidation of organics and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 52 (7), 97-105.

Schlegel H. (1997). *Microbiología general*. Ediciones Omega, Barcelona, España 654p.

Schlege S., Koeser H. (2007). Wastewater treatment with submerged fixed bed biofilm reactor systems – design rules, operating experiences and ongoing developments *Water Science and Technology*, 55(8-9), 83-89.

Srinandan C.S., D'Souza Glen., Srivastava N., Bhusan B.B, Nerurkar A.S. (2012). Carbon sources influence the nitrate removal activity, community structure and biofilm architecture. *Bioresource Technology* 117, 292-299.

Villaverde S., Polanco F, Lacalle L., García P. (2000). Influence of the suspended and attached biomass on the nitrification in a two submerged biofilters in series system. *Water Science and Technology*, 41 (4-5), 169-17.

Zhifei Hu, Graham A. Gagnon (2006). Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater. *Water Research*, 40. 1474 – 1480.