

REVISTA AIDIS

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

GRÁNULOS AEROBIOS PARA LA ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO AMONIAL Y NITRATOS EN AGUAS RESIDUALES

Yazmin-Lucero Cobos-Becerra^{1*}
Simón González-Martínez¹
Oscar González-Barceló¹

AEROBIC GRANULES FOR WASTEWATER AMMONIA NITROGEN
AND NITRATE REMOVAL

Abstract

For 203 days, the performance of an aerobic granules laboratory-scale reactor for the removal of COD, ammonia and nitrate under different conditions was evaluated. The experiment was divided in four stages: 1) initially aerobic for the formation of the granules (0.36 kgCOD/kgTSS-d); 2) aerobic/anoxic under a high organic load (0.43 kgCOD/kgTSS-d); 3) aerobic/anoxic under a low organic load (0.26 kgCOD/kgTSS-d) and 4) aerobic under a very low organic load (0.17 kgCOD/kgTSS-d). The results show that under higher organic loading rate and aerobic conditions (stage 1) a dissolved COD removal of 88% was obtained. Under organic loadings between 0.15 and 0.2 kgCOD/kgTSS-d (stage 2) the dissolved COD removal decreased near to 80%. The ammonia nitrogen removal resulted inversely proportional to the ammonia-loading rate. With loads close to 0.01 kgNH₄-N/m³·d, ammonium removal of approximately 90% was obtained and with loads near 0.04 kgNH₄-N/m³·d the nitrogen removal decreased to 10%. Under alternating aerobic/anoxic conditions, with organic loads from 0.26 and 0.43 kgCOD/kgTSS-d, complete denitrification without the addition of an external carbon source was not achieved.

Key Words: Aerobic granules, denitrification, nitrification, sequential airlift reactor.

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

*Corresponding author: Instituto de Ingeniería (UNAM). Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Edificio 5 –, Av. Universidad 3000, Col. Copilco Universidad, Del. Coyoacán, C.P. 04510, México. Tel. +52(55)56233600 ext. 8675 ó 3670. Email: lucero cobos@yahoo.com, sgm@pumas.ii.unam.mx

Resumen

Durante 203 días se operó y evaluó el desempeño de un sistema de gránulos aerobios a escala laboratorio para la remoción de nitrógeno amoniacal y nitrato bajo diferentes cargas orgánicas. El experimento se llevó a cabo en cuatro etapas: 1) bajo condiciones aerobias para la formación de los gránulos (carga orgánica de 0.36 kgDQO/kgSST·d); 2) condiciones aerobias/anóxicas (0.43 kgDQO/kgSST·d); 3) condiciones aerobias/anóxicas (0.26 kgDQO/kgSST·d) y 4) condiciones aerobias (0.17 kgDQO/kgSST·d). Los resultados muestran que bajo cargas orgánicas altas y condiciones aerobias (etapa 1) se obtuvo una remoción de DQO de 88%. Bajo cargas orgánicas entre 0.15 y 0.2 kgDQO/kgSST·d (etapa 2) la remoción de DQO se encontró cercana al 80%. La remoción de nitrógeno amoniacal resultó inversamente proporcional a la carga de nitrógeno amoniacal. Con cargas de nitrógeno amoniacal cercanas a 0.01 kgN-NH₄/m³·d se obtuvo una remoción de nitrógeno amoniacal aproximada del 90% y con cargas cercanas a 0.01 kgN-NH₄/m³·d la remoción disminuyó al 10%. Bajo condiciones alternantes aerobias/anóxicas con cargas orgánicas entre 0.26 y 0.43 kgDQO/kgSST·d no se alcanzó una total desnitrificación sin la adición de una fuente de carbono externa.

Palabras clave: Gránulos aerobios, desnitrificación, nitrificación, SBR airlift.

Introducción

La granulación microbiana puede ser definida como la agrupación de células para formar asociaciones multicelulares, estables bajo condiciones fisiológicas definidas obteniendo gránulos aerobios densos y compactos con una forma casi esférica (Yang *et al.*, 2004; Liu y Tay, 2002). Comparados con los sistemas convencionales de lodos activados, los lodos granulares aerobios poseen una estructura compacta, regular y densa que posee una gran habilidad de sedimentación, menos vulnerabilidad a la toxicidad de sustancias químicas y que pueden soportar choques de carga orgánica (Liu, 2006; Liu y Tay, 2004). El uso de sistemas con biomasa granular obtenida bajo condiciones aerobias/anóxicas es relativamente reciente. Diversos estudios reportan el hallazgo de zonas aerobias y anóxicas en el interior de los gránulos y sugieren que la oxidación de la materia orgánica y la nitrificación se producen en la parte externa del gránulo donde se dan condiciones aerobias, mientras que la desnitrificación se realiza en la parte interna. Por tanto, dentro del gránulo tiene lugar una distribución de diferentes poblaciones microbianas autótrofas y heterótrofas (de Kreuk *et al.*, 2005; Beun *et al.*, 2001). Sin embargo, para lograr la remoción de nitrógeno amoniacal del agua residual, es necesario tener en cuenta parámetros operacionales tales como la carga orgánica y carga de nitrógeno amoniacal aplicadas al sistema, el tiempo de retención celular y la presencia de un sustrato exógeno durante la fase anóxica.

El objetivo de esta investigación fue evaluar el desempeño de un sistema de gránulos aerobios para eliminar nitrógeno amoniacal y nitratos del agua residual bajo diferentes cargas orgánicas.

Metodología

Se construyó un reactor tipo *airlift* en acrílico con un volumen útil de 8 l, diámetro interno de 9.7 cm y longitud de 120 cm, que se operó como SBAR (sequencing batch airlift reactor) y se alimentó con agua residual sintética. Éste posee un tubo interno con un diámetro interno de 5.8 cm y longitud de 80 cm. El tubo interno se encuentra a 2 cm del fondo del reactor y a 25 cm abajo de la superficie del líquido (figura 1).

TABLA 1. Composición química de agua residual sintética

COMPUESTO	CANTIDAD (mg/l)
CH ₃ COONa	132.3 (90 mg/l como DQO)
Proteína vegetal hidrolizada	451.5 (210 mg/l como DQO)
(NH ₄) ₂ SO ₄	140 (30 como N)
KH ₂ PO ₄	44 (10 como P)
K ₂ HPO ₄	45
CaCl ₂ ·2H ₂ O	30
MgSO ₄ ·7H ₂ O	25
FeSO ₄ ·7H ₂ O	20
Na ₂ CO ₃	66 (60 como CaCO ₃)
NaHCO ₃	105 (60 como CaCO ₃)
Micronutrientes: B, Zn, Cu, Mn, Mo, Al, Co, Ni.	0.05

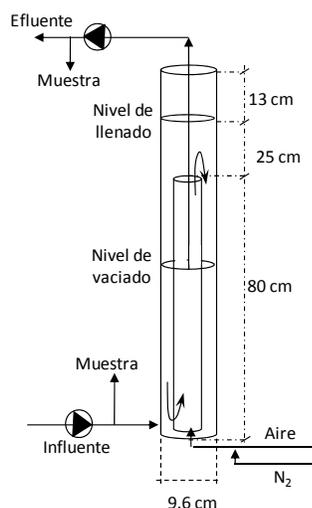


Figura 1. Diagrama esquemático del SBAR

El reactor SBAR fue operado bajo condiciones alternantes aerobias/anóxicas mediante ciclos de 6 horas compuestos por las fases de llenado (5 min), reacción (aerobia – 225 min, anóxica – 120 min), sedimentación (5 min) y vaciado (5 min) para lograr la remoción de nitrógeno del agua residual mediante nitrificación y desnitrificación.

El experimento se dividió en cuatro etapas: 1) condiciones aerobias para la formación de los gránulos bajo una carga orgánica de 0.36 kgDQO/kgSST·d; 2) condiciones aerobias/anóxicas con una carga orgánica alta de 0.43 kgDQO/kgSST·d; 3) condiciones aerobias/anóxicas con una carga orgánica baja de 0.26 kgDQO/kgSST·d y 4) dado que los gránulos perdieron consistencia bajo las condiciones de la etapa 3, se reinició una etapa de formación de gránulos bajo condiciones aerobias con una carga orgánica muy baja de 0.17 kgDQO/kgSST·d.

El aire se suministró durante la fase aerobia mediante un difusor a razón de 1.5 l/min para mantener una concentración de oxígeno disuelto entre 3 y 4 mg/l y nitrógeno en la fase anóxica

a razón de 0.2 l/min. Se tomaron muestras compuestas de 24 horas del influente y efluente del reactor.

La fuente de carbono suministrada al sistema se componía de acetato de sodio y proteína vegetal hidrolizada. Con base en los trabajos de Li *et al.*, (2008), Kim *et al.*, (2007), Jang *et al.*, (2003), Tay *et al.*, (2001) se adaptó la composición de agua residual para esta investigación (tabla 1).

Con el fin de observar el efecto de la carga orgánica en la morfología de los gránulos aerobios cultivados, en cada etapa experimental, se tomó una muestra de éstos y se observaron por medio de un microscopio óptico marca OLYMPUS modelo SZX9 adaptado a una computadora.

Resultados

El reactor SBAR fue operado sin un control de temperatura, la cual osciló entre 18 y 23°C; el pH varió entre 8.6 y 8.8; la concentración de oxígeno disuelto durante la fase aerobia se mantuvo entre 4.5 y 5.2 mg OD/l y durante la fase anóxica en valores no detectables por el electrodo (inferiores a 0.1 mg/l).

Consistencia de los gránulos e índice volumétrico de lodos (IVL)

Durante la primera parte de la experimentación (hasta el día 35) en el reactor SBAR se presentaron gránulos pequeños que poseían una consistencia poco compacta, con diámetros entre 0.8 y 1.0 mm y con valores de IVL entre 98 y 69 ml/g (CO promedio de 0.36 kgDQO/kgSST-d) (figura 2a). Posteriormente, bajo condiciones aerobias/anóxicas, los gránulos se volvieron más compactos, con forma medianamente esférica y con diámetros entre 0.8 y 1.5 mm (figura 2b y c). Bajo cargas orgánicas promedio entre 0.26 y 0.43 kgDQO/kgSST-d el IVL se mantuvo entre 40 y 60 ml/g (figura 3).

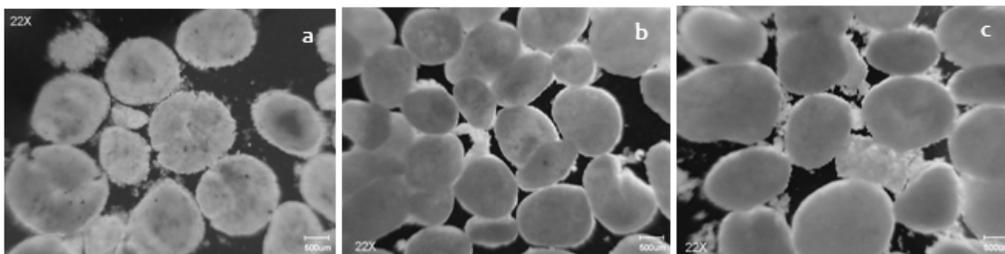


Figura 2. Gránulos en el reactor SBR *airlift*. a) 35 días; b) 43 días; c) 62 días. Las tres fotos se tomaron con una amplificación de 22X y la barra en la esquina inferior derecha indica 500 micrómetros

En la figura 3 y la tabla 2 se muestra que al inicio del nuevo arranque (día 75, figura 4a), bajo condiciones aerobias, el reactor la biomasa creció en forma de flóculos que sedimentaban rápidamente con valores de IVL cercanos a 90 ml/g. Posteriormente se formaron gránulos incipientes y el IVL gradualmente disminuyó a valores entre 50 y 70 ml/g (día 110 a 135, figura 4b); sin embargo, al mantener la carga orgánica baja durante esta etapa (0.17 kgDQO/kgSST·d), los gránulos formados presentaban poca consistencia y una forma irregular. Después del día 135 los gránulos comenzaron a perder consistencia hasta desintegrarse causando un aumento en el IVL hasta 110 ml/g (figura 4c).

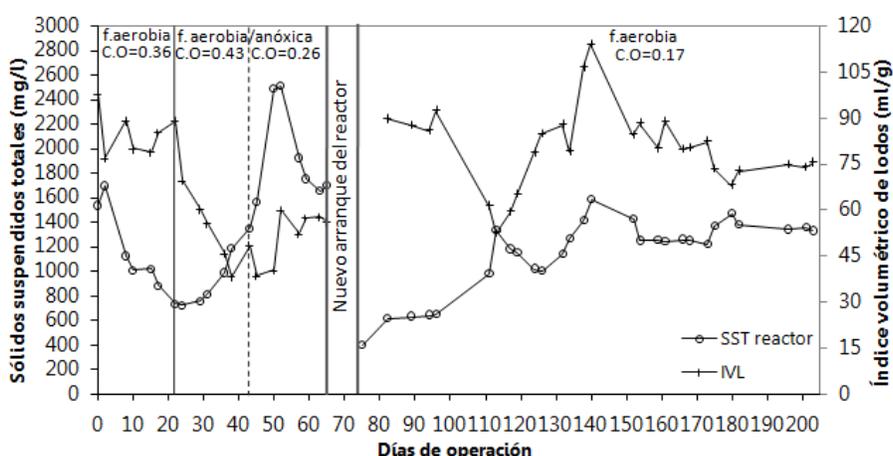


Figura 3. Comportamiento índice volumétrico de lodos en el tiempo

TABLA 2. Relación de las características de operación con la consistencia de los gránulos

Día de operación	Carga orgánica (kgDQO/kgSST·d)	IVL promedio (ml/g)	Comentarios sobre la consistencia de los gránulos
1 – 25 aerobio	0.25 – 0.50	83	Adaptación, gránulos poco consistentes
26 – 65 aerobio/anóxico	0.35 – 0.50	65	Gránulos más compactos y de menor tamaño
75 – 110 aerobio	0.25 – 0.8	85	Flóculos pequeños con rápida sedimentación
110 – 140 aerobio	0.15 – 0.2	96	Gránulos pequeños con forma irregular
140 – 203 aerobio	0.13 – 0.17	78	Desintegración de gránulos, aparición de flóculos con rápida sedimentación

En diversos estudios se reporta que a bajas cargas orgánicas no es factible obtener gránulos aerobios. Liu y Liu (2006) y Chiesa e Irvine (1985) sugieren que a bajas cargas orgánicas los lodos granulares tienden a desintegrarse y perder su estructura: bajo poca disponibilidad de sustrato las bacterias filamentosas pueden crecer en el sistema ya que poseen una alta tasa de aprovechamiento de sustrato en comparación con las bacterias formadoras de flóculos, las cuales predominan cuando hay alta disponibilidad de sustrato. Estos autores afirman que con el crecimiento de microorganismos filamentosos los gránulos pierden consistencia y llegan a desintegrarse; finalmente se produce un lavado de la biomasa del reactor.

Liu *et al.* (2007) reportan que obtuvieron gránulos aerobios estables bajo una carga orgánica de $0.6 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ y sugieren que a bajas cargas orgánicas el proceso de granulación aerobia tarda más tiempo en llegar a una condición estable; sin embargo, mencionan que es factible el tratamiento de aguas residuales domésticas con una baja concentración de materia orgánica usando gránulos aerobios.

En esta investigación se obtuvieron gránulos aerobios bajo una carga orgánica volumétrica de $0.70 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ ($0.40 \text{ kgDQO/kgSST}\cdot\text{d}$) que presentaron una rápida sedimentación, gran consistencia y una forma definida. Bajo una carga orgánica baja de $0.19 \text{ kgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ ($0.17 \text{ kgDQO/kgSST}\cdot\text{d}$) se observaron gránulos aerobios inestables que presentaban una forma poco regular y eventualmente se desintegraron. Como se observó en los resultados obtenidos y de acuerdo a los estudios encontrados en la literatura se concluye que tanto una carga orgánica muy baja como una muy alta no favorecen la granulación aerobia y que la mejor consistencia de gránulos se obtuvo bajo condiciones alternantes anóxicas/aerobias con cargas orgánicas entre 0.35 y $0.50 \text{ kgDQO/kgSST}\cdot\text{d}$.

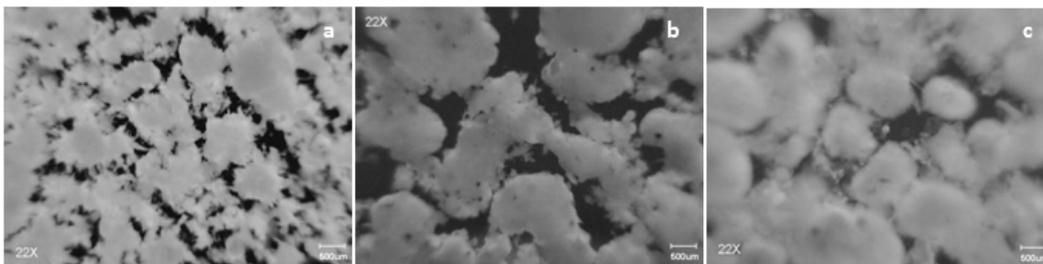


Figura 4. Morfología de lodo granular (nuevo arranque). a) día 94. b) día 126. c) día 140

Concentración de biomasa

En la figura 5 se observa el comportamiento de la biomasa en el sistema expresada como sólidos suspendidos totales (SST). Durante la primera fase experimental (día 0 a 25) los SST

fluctúan debido a la adaptación de los gránulos cultivados a las nuevas condiciones. Durante esta etapa, bajo condiciones aerobias, la carga orgánica varió entre 0.2 y 0.5 kgDQO/kgSST·d con un promedio de 0.36 kgDQO/kgSST·d.

Durante la operación bajo condiciones aerobias/anóxicas (día 25 a 65) los sólidos en el reactor aumentaron gradualmente. Del día 25 al 45 la biomasa aumentó de 720 a 1600 mgSST/l bajo una carga orgánica promedio de 0.43 kgDQO/kgSST·d. En el día 45 fue incrementada la concentración de sustrato (expresada como DQO disuelta) en el influente, lo cual causó un aumento de la biomasa en forma de flóculos que posteriormente salió, como sólidos dispersos, con el efluente. Durante este período la carga orgánica osciló entre 0.22 y 0.35 kgDQO/kgSST·d. El día 65, debido a problemas de estabilidad en la operación del reactor, se presentó una pérdida significativa de biomasa, lo cual obligó a iniciar un nuevo periodo de arranque el día 75 para formar los gránulos aerobios. Al inicio de este periodo se presentaron cargas orgánicas altas debido a bajos valores de SST en el reactor (399 mgSST/l). A partir del día 120 se observan valores relativamente estables de SST aproximados a 1400 mgSST/l; así mismo, la carga orgánica se estabilizó en valores entre 0.12 y 0.17 kgDQO/kgSST·d.

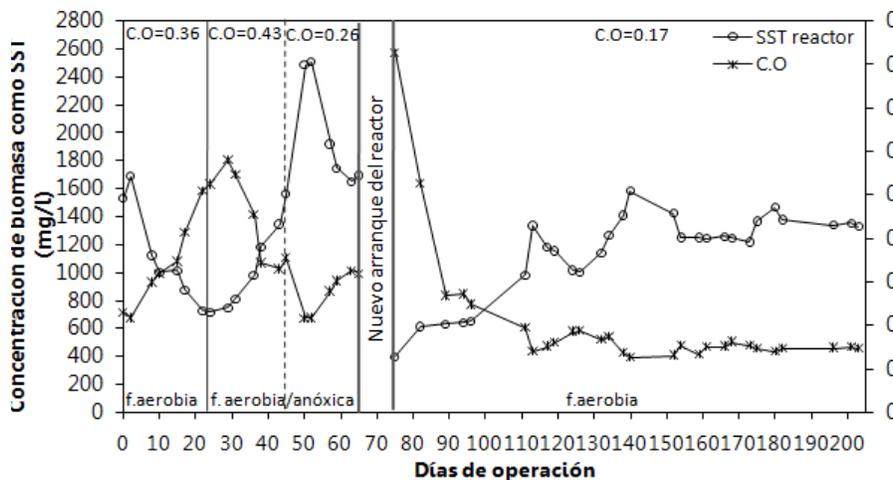


Figura 5. Comportamiento de la carga orgánica y SST en el reactor

Remoción de DQO disuelta

De acuerdo con las características de operación del sistema la remoción de materia orgánica presentó diversos comportamientos (figura 6). Al inicio de la operación bajo condiciones aerobias la adaptación de los gránulos tomó alrededor de 35 días: la carga orgánica disminuyó al aumentar la biomasa en el reactor. Cuando se aplicaron cargas orgánicas menores bajo

condiciones aerobias/anóxicas el sistema no alcanzó una condición estable y la remoción de DQO disuelta disminuyó.

La mejor remoción de DQO disuelta (90%) se observó para la carga orgánica promedio de 0.43 kgDQO/kgSST·d en condiciones aerobias/anóxicas. Se observó que bajo condiciones aerobias se logra un comportamiento más estable que bajo condiciones aerobias/anóxicas. Es posible lograr mejores remociones de DQO disuelta con cargas orgánicas promedio de 0.36 kgDQO/kgSST·d bajo condiciones aerobias que bajo condiciones alternantes aerobias/anóxicas.

Durante los últimos días de la experimentación se logró una estabilidad en la concentración de la biomasa y, por consiguiente, de la baja carga orgánica. Los valores de remoción de DQO disuelta se encuentran entre 70 y 80% mas no fue posible lograr la estabilidad de los gránulos (figura 4c).

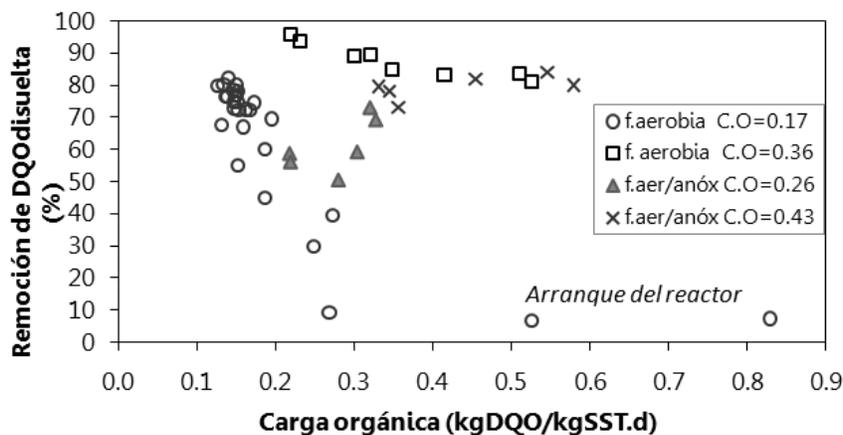


Figura 6. Remoción de DQO con respecto a la carga orgánica

Remoción de nitrógeno amoniacal

La figura 7 muestra cómo la remoción del nitrógeno amoniacal decrece, con una tendencia casi lineal, al incrementar la carga de nitrógeno amoniacal. También se observó que al disminuir la carga orgánica incrementa la remoción de nitrógeno amoniacal (figura 8). Bajo cargas orgánicas promedio de 0.26, 0.36 y 0.43 kgDQO/kgSST·d la remoción de nitrógeno amoniacal se encuentra por encima del 70%. Durante la última etapa de operación bajo una carga orgánica de 0.17 kgDQO/kgSST·d la remoción de nitrógeno amoniacal aumentó gradualmente hasta alcanzar valores cercanos al 55%.

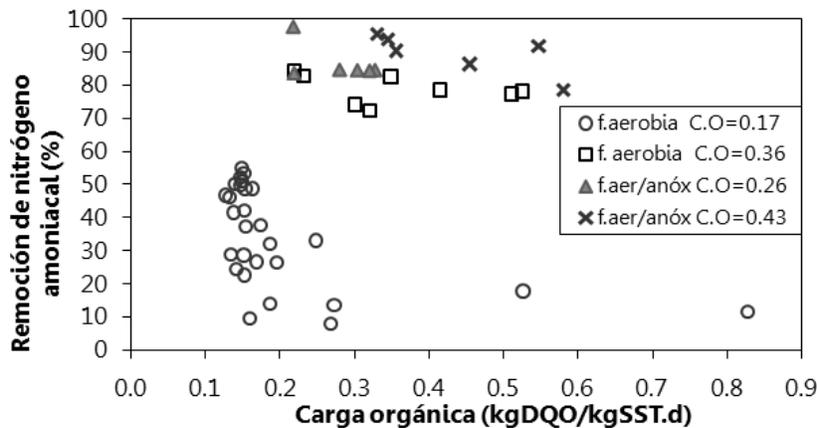


Figura 7. Remoción de nitrógeno amoniacal de acuerdo con la carga orgánica

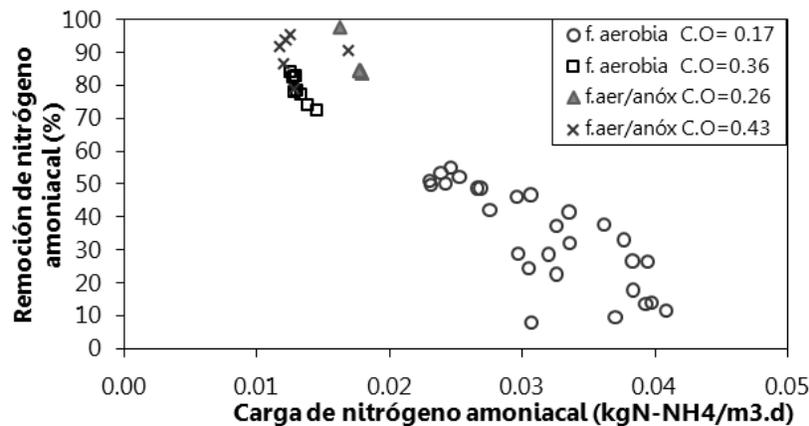


Figura 8. Remoción de nitrógeno amoniacal con respecto a la carga de nitrógeno amoniacal

Perfiles de concentración

La figura 9 muestra perfiles de concentración de nitrógeno amoniacal, nitrato, DQO disuelta y oxígeno disuelto durante un ciclo de operación del reactor SBAR bajo condiciones aerobias/anóxicas. Independientemente de la carga orgánica, en ningún caso se alcanzó una nitrificación completa. Durante la fase aerobia la concentración de nitrógeno amoniacal decrece mientras que la de nitrato aumenta. No se logró una total desnitrificación durante la fase anóxica con la DQO disuelta (como fuente de carbono) sobrante de la fase aerobia. Según Qin y Liu (2006) es posible incrementar la tasa de consumo de nitrato al proporcionar una fuente externa de carbono de fácil degradación. Bajo la carga orgánica más baja aplicada al sistema (0.17 kgDQO/kgSST·d) no fue posible lograr una mejor remoción de nitrato.

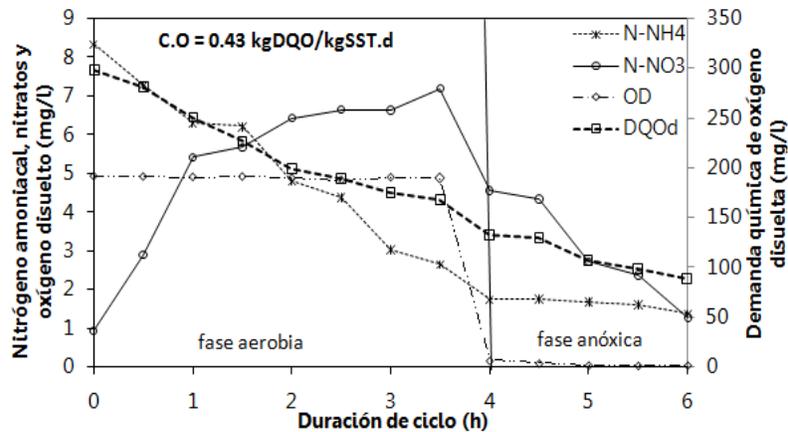


Figura 9. Perfiles de concentración de N-NH₄, N-NO₃ y DQO bajo condiciones aerobias/anóxicas con una carga orgánica de 0.43 kgDQO/kgSST·d

La DQO disuelta disminuye de manera continua durante todo el ciclo e independientemente de si las condiciones en el reactor fueron aerobias o anóxicas. Para esta etapa experimental se alcanzaron remociones de DQO disuelta aproximadamente de 80%. Con aproximadamente 5 mg/l de oxígeno disuelto se garantizaron las condiciones aerobias durante la primera fase del ciclo.

Conclusiones

- Bajo condiciones aerobias y una carga orgánica elevada (0.36 kgDQO/kgSST·d) se observaron gránulos aerobios poco compactos con índices volumétricos de lodos (IVL) entre 75 y 96 ml/g y, con una carga baja (0.17 kgDQO/kgSST·d), los gránulos perdieron consistencia y se desintegraron. La mejor consistencia de los gránulos y la mejor remoción de DQO se lograron con cargas orgánicas medias a altas y bajo condiciones alternantes aerobias anóxicas.
- Bajo una carga orgánica elevada y condiciones aerobias se obtuvo una remoción de DQO disuelta de 88%. Bajo cargas orgánicas bajas entre 0.15 y 0.2 kgDQO/kgSST·d la remoción de DQO disuelta disminuyó a valores cercanos al 80%.
- La remoción de nitrógeno amoniacal es inversamente proporcional a la carga de nitrógeno amoniacal. Con cargas cercanas a 0.01 kgN-NH₄/m³·d se obtuvo una remoción aproximada de 90% y con cargas de nitrógeno amoniacal de 0.04 kg N-NH₄/m³·d la remoción disminuye hasta el 10%.
- Bajo condiciones alternantes aerobias anóxicas, con cargas orgánicas entre 0.26 y 0.43 kgDQO/kgSST·d (0.19 a 0.44 kgDQO/m³·d) no se logró la remoción total del nitrato obtenido.

Reconocimientos

Este proyecto fue posible gracias al apoyo de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la Universidad Nacional Autónoma de México, convenio IN117680. Los autores agradecen a la M. en C Guadalupe Urquiza Moreno por su invaluable apoyo en el desarrollo de las determinaciones analíticas para este proyecto.

Referencias bibliográficas

- Beun, J.J., Heijnen, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M. (2001). N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnol Bioeng.* **75** (1): 82 – 92.
- Chiesa, S.C., Irvine, R.L. (1985). Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis. *Wat. Res.* **19** (4): 471 – 479.
- De Kreuk, M.K., Heijnen, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M. (2005). Simultaneous COD, Nitrogen and Phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotech. Bioeng.* **90** (6): 761 – 769.
- Jang, A., Yoon, Y., Kim, I., Kim, K., Bishop, P. (2003). Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *J. Biotechnol.* **105** (1-2): 71 – 82.
- Kim, I., Kim, S-M., Jang, A. (2007). Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates. *Biores.Technol.* **99** (1): 18 – 25.
- Li, Y., Liu, Y., Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR?. *Biores. Technol.* **99** (16): 7672 - 7677.
- Liu, Y. (2006). Nutrient Removal by Microbial Granules. Chapter 8. Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment. *Waste management series. Elsevier.* 163 – 189.
- Liu, Y., Moy, B., Tay, JH. (2007). COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Enz. Microb. Technol.* **42** (1):23 – 28.
- Liu, Y., Liu, QS. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotech. Adv.* **24** (1), 115 – 127.
- Liu, Y., Tay, JH. (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Wat. Res.* **36** (7): 1653 – 1665.
- Liu, Y., Tay, JH. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotech. Adv.* **22** (7): 533 – 563.
- Qin, L., Liu, Y. (2006). Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic – anaerobic sequencing batch reactor. *Chemosphere.* **63** (6): 926 – 933.
- Tay, JH., Liu, QS., Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *J. App. Microb.* **91** (1): 168–175.
- Yang, SF., Liu, QS., Tay, JH., Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Lett. Appl Microbiol.* **38** (2): 106– 112.