

Effect of an organic shock loading on endogenous denitrification in sequential batch reactors

Felipe Rodríguez Mora y Griselda Ferrara de Giner

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Central de Venezuela, Apdo. Postal 50656, Caracas 1051-A, Venezuela. Fax 0212-6053038 Teléfono 0212-6053052-6053057. E-mail: gferrara@reacciun.ve

Abstract

The performance of sequential batch reactors (SBR), during endogenous biological denitrification of waste-water under different operational conditions, was evaluated by analyzing their behavior under the effects of the organic shock loading. Three laboratory scale SBRs were operated in parallel. The system was fed with synthetic wastewater, in which the carbon source was molasses and the nitrogen source was nitrate. The carbon concentration (163 mg/L COD) was representative of a low domestic wastewater concentration. The three reactors were operated under the same conditions, but with three different aeration times (0, 15 and 30 minutes). Apart from the low organic concentration, sharp changes (shock loading) in organic matter concentration was experimented with, utilizing a concentration three times the initial one (COD: 490 mg/L; BOD_{5,20}: 340 mg/L; N-NO₃⁻: 19 mg/L; C/N: 25 mg COD/mg N-NO₃⁻). The results showed that SBR reactors respond favorably to shock loading, regardless the aeration time. The denitrification rate was about 80% and an average value of 0.12 mg/L N-NO₃⁻ in the effluent was obtained, which is far below the Venezuelan standard for this parameter (10 mg/L-N).

Key words: Sequential batch reactors, endogenous denitrification, organic shock loading, wastewater treatment.

Efecto de una carga orgánica choque sobre la desnitrificación endogénica en los reactores por carga secuencial

Resumen

Se evaluó el funcionamiento de los reactores por carga secuencial (RCS), durante la desnitrificación biológica endogénica de aguas residuales sometidas a diferentes condiciones de operación, analizando su comportamiento cuando fue sometido al efecto de una carga choque orgánica. Se operaron en paralelo tres RCS, a escala de laboratorio, alimentados con agua residual sintética cuya fuente de carbono estaba constituida por melaza y la fuente de nitrógeno por nitrato; la concentración de carbono (163 mg/L DQO) fue representativa de un agua residual doméstica clasificada en la literatura especializada como débil. La operación de cada uno de estos reactores fue idéntica con excepción del tiempo de aireación (0, 15 y 30 minutos). Además de la carga orgánica débil se experimentó con un cambio brusco de la concentración de materia orgánica en la alimentación, utilizando para ello una carga de concentración triple a la inicial (DQO: 490 mg/L; DBO_{5,20}: 340 mg/L; N-NO₃⁻: 19 mg/L; C/N: 25 mg DQO/mg NO₃-N). Se concluyó que, independiente del tiempo de aireación, los RCS respondieron favorablemente a la carga choque alcanzando una remoción de nitrato de aproximadamente el 80% y se obtuvo una concentra-

ción promedio en el efluente de 0,12 mg/L NO₃-N, la cual está muy por debajo de la normativa venezolana correspondiente (10 mg/L-N).

Palabras clave: Reactores por carga secuencial, desnitrificación endogénica, carga orgánica choque, tratamiento de aguas residuales.

Introducción

Actualmente la legislación ambiental de la mayoría de los países enfatiza la necesidad del tratamiento de las aguas residuales producidas por las comunidades para disminuir el impacto negativo sobre los recursos hídricos que las mismas ejercerían si se vertieran crudas. El principal objetivo de los tratamientos primarios y secundarios a los que son sometidos los líquidos residuales es la disminución de su carga orgánica, especialmente la biodegradable, a los niveles que la normativa correspondiente establezca. Si el diseño y operación de tales sistemas es el apropiado, la remoción de la carga orgánica se alcanza y se obtienen efluentes de alta calidad; no obstante, al mismo tiempo se produce la nitrificación de los mismos y en una gran mayoría de situaciones los niveles de nitrato encontrados sobrepasan lo deseable para evitar el problema de la eutrofización, sobre todo en los cuerpos de agua lénticos. Al evidenciarse el mencionado fenómeno y su relación con la presencia de nutrientes, éstos fueron restringidos en la mayoría de las reglamentaciones; por ello la desnitrificación de los efluentes de plantas de tratamiento biológicos ha llegado a ser obligatoria en los esquemas de tratamiento actuales [1-2]. A los fines de alcanzar la remoción de las formas oxidadas de nitrógeno, los procesos de tratamiento biológico son ampliamente aceptados debido a que representan una alternativa económica en contraposición a los tratamientos físico-químicos [3].

La remoción de nitrato por desnitrificación biológica, es decir por respiración anaerobia de los microorganismos heterotróficos, liberándolo como gas (NO, N₂O y N₂), se logra en la medida que el nitrato se reduce al servir como aceptor final de hidrógeno. La ausencia de oxígeno molecular en esta vía de desnitrificación, denominada anóxica, disminuye las necesidades de este elemento y por ende los requerimientos de energía asociados a los sistemas aerobios de tratamiento biológico [4, 5].

Para llevar a cabo el proceso de desnitrificación existe una gran variedad de configuraciones

de procesos y métodos biológicos; puede efectuarse en reactores del tipo lecho móvil de crecimiento suspendido (tanque completamente mezclado) y en lechos móviles y fijos con biomasa de crecimiento adherido (torres de relleno, biodiscos) [6]. En el caso de pequeñas comunidades una posible solución consiste en usar los reactores por carga secuencial (RCS), variante del sistema de lodos activados, en los cuales la compensación de flujo, reacción y sedimentación se realizan en el mismo tanque a través de un modo de operación discontinuo; por consiguiente, se eliminan la necesidad de reactores y clarificadores separados [7, 8]. Una ventaja muy apreciada de los RCS es que pueden asimilar grandes variaciones de caudal y composición del afluente sin fallar, al contrario de los lodos activados convencionales [9]. Los RCS permiten exponer a los microorganismos alternativamente a ambientes aerobios y anóxicos, removiendo la demanda de materia carbonacea y nitrogenada, y además produciendo lodos con buenas características de sedimentación [10, 11]. La sedimentación se realiza en completo reposo, eliminándose la variable de velocidad horizontal a través del tanque. La posibilidad de regular la longitud de los ciclos de operación (llenado, reacción, sedimentación, descarga y periodo de reposo), le da una gran flexibilidad y permite controlar el efluente deseado [7, 12].

La desnitrificación biológica requiere de una fuente de carbono orgánico para alcanzar tasas razonables de reacción; el uso de metanol ha sido muy popular [1, 5], pero el incremento de su costo ha inducido la búsqueda de vías más económicas; es así como el carbono almacenado por la biomasa (carbono endogénico) en la fase de remoción de materia carbonacea es un sustrato alternativo utilizable por las bacterias heterotróficas desnitrificantes; en tal caso las tasas de remoción de nitrógeno son menores y una forma de sobreponerse a este problema es la exposición del lodo a ambientes aerobios y anóxicos alternadamente, tal como es la propuesta de este trabajo; lo cual además de disminuir los costos de opera-

ción, también disminuye los requerimientos de oxígeno, dado que la extensión de la etapa de aireación será mínima para provocar el almacenamiento de carbono [7, 10].

Este estudio forma parte de un proyecto más amplio que ha desarrollado en los últimos años el grupo de investigadores en tratamiento biológico de las aguas residuales del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad Central de Venezuela en los laboratorios de Procesos Unitarios, Química y Biología Sanitaria. Los autores investigan la capacidad de desnitrificación y las características de sedimentación de la biomasa formada en los sistemas RCS operados intermitentemente (llenado/descarga), especialmente con períodos aerobios cortos (para la fase de remoción de carbono) y períodos anóxicos largos, de 20 horas de duración, para la fase de desnitrificación [13-17].

En el campo de los sistemas biológicos de control de la contaminación del agua, uno de los cambios ambientales más comunes es el incremento repentino de la concentración de la fuente de carbono afluente. Esta carga choque cuantitativa podría afectar desfavorablemente el comportamiento del sistema, por ello una respuesta exitosa a tal situación consiste en conseguir que la concentración efluente de las cargas tratadas se mantenga en niveles semejantes a los obtenidos antes de la situación de carga choque, así como que los sólidos suspendidos en el efluente no se incrementen afectando la posterior sedimentación de la biomasa [18].

Tal situación puede ocurrir en algunas plantas de tratamiento de aguas residuales por lo que es relevante conocer el comportamiento del sistema biológico involucrado. En este trabajo se pretende evaluar la respuesta del funcionamiento de los RCS usados en un proceso de desnitrificación biológica endógena ante cambios bruscos en la concentración de los componentes de la carga orgánica.

Parte Experimental

En este trabajo se usaron en forma simultánea tres reactores por carga secuenciales, a escala de laboratorio, los cuales se construyeron usando un cilindro transparente de plexiglás con un diámetro de 21 cm y una altura de 40,5 cm. La

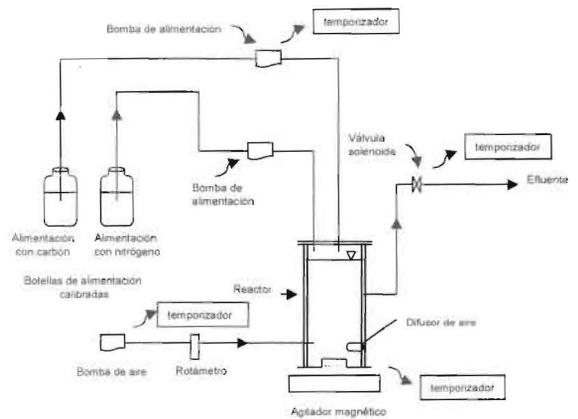


Figura 1. Esquema del sistema utilizado con los elementos accesorios.

base es de sección cuadrada de 961 cm^2 . La lámina de plexiglás fue de 1,5 cm de espesor. Se colocaron pantallas de 3 cm de ancho separadas a intervalos de 7 cm alrededor del perímetro interior del RCS, extendiéndose desde la parte superior del reactor hasta 28,5 cm de la base. La capacidad efectiva del reactor fue de nueve (9) litros. Cada reactor estaba provisto de un agitador electromecánico, un rotámetro y un aireador; las operaciones y procesos unitarios fueron reguladas con válvulas solenoides y controladas por programadores de tiempo (temporizadores). En la Figura 1 se muestra un esquema de uno de los reactores usados con los elementos y accesorios que constituyen el sistema utilizado.

El modo de operación escogido favorece una etapa de aireación mínima para la remoción de carbono y una etapa de remoción de nitrógeno por desnitrificación anóxica que reduce los requerimientos de oxígeno y por consiguiente produce ahorro de energía. Los sistemas se alimentaron con un agua residual sintética de concentración orgánica baja, representativa de muchas aguas residuales domésticas del país (200 mg/L DQO). Esta agua sintética se preparó con melaza (5 g en 19 L de agua de suministro) y micronutrientes recomendados en los métodos estándar [19] para que el proceso de desnitrificación biológica no esté limitado por la ausencia de estos; para este efecto se añadió 19 mL de: cloruro férrico (0,25 g/L); cloruro de calcio (27,5 g/L); sulfato de magnesio (22,5 g/L); cloruro de amonio (1,7 g/L) y una solución amorti-

guadora de fosfato. El uso de la melaza como fuente de carbono se basa en la recomendación de Silverstein [10] quien aduce que su composición simula más estrechamente a un agua residual doméstica que sustratos puros utilizados frecuentemente, tal como la glucosa; otros investigadores del área también la han utilizado [20-22]. Como fuente de nitrato se usó una solución de nitrato de sodio (2,3071 g) mezclándola con la mencionada solución amortiguadora (6,2 mL) y con agua de suministro (19 L), produciéndose así una concentración de 20 mg/L-N. El lodo utilizado inicialmente para comenzar el proceso fue aclimatado previamente por un período aproximado de tres meses produciendo la siguiente composición: 1.600 ± 20 mg/L DQO; 320 ± 40 mg/L DBO_{5,20}; 10 ± 2 mg/L P; y 82 ± 12 mg/L NTK.

Para evaluar el comportamiento del sistema, durante la desnitrificación, ante cambios bruscos de carga orgánica, se triplicó la concentración de la melaza, con respecto a la alimentación inicial anteriormente indicada, produciendo la siguiente composición: 470 ± 30 mg/L COD; 340 ± 20 mg/L BOD_{5,20} y una relación carbono/nitrógeno (C/N) igual a 25, la cual quintuplica a la relación del agua sintética débil.

Las condiciones de operación de los tres reactores fueron exactamente las mismas, exceptuando el tiempo de aireación, en la fase de remoción del carbono, el cual se fijó en cero, quince y treinta minutos respectivamente (RCS1, RCS2, y RCS3).

La secuencia operacional se estableció en un ciclo por día, comenzando con la incorporación del agua residual al reactor, el cual, por recirculación interna (lo que favorece ahorro de energía), está parcialmente lleno con el lodo sedimentado del ciclo precedente. La operación estuvo conformada por dos subciclos, los cuales se llevan a cabo en forma secuencial en el mismo reactor. El primer subciclo corresponde a la fase de remoción del carbono y se lleva a cabo en condición aerobia y el segundo subciclo correspondiente a la remoción del nitrógeno se realiza en condición anóxica.

Cada subciclo englobó las etapas de llenado, mezcla, reacción, sedimentación y descarga. Durante el subciclo de remoción de carbono, con una duración total de 1:45 horas para el RCS1,

2 horas para el RCS2 y 2:15 horas para el RCS3, los tiempos asignados a cada operación fueron: llenado (15 minutos), mezcla (15 minutos), reacción (0, 15 y 30 minutos para RCS1, RCS2 y RCS3 respectivamente), sedimentación (1 hora) y descarga (15 minutos). En el subciclo de desnitrificación, con una duración total de 22 horas, los tiempos asignados a cada operación fueron: llenado (15 minutos), mezcla y reacción (20 horas); antes de la sedimentación se fijó una etapa de pulido, no incluida en la fase de remoción de carbono, con un tiempo de aireación de 30 minutos, sedimentación (1 hora) y descarga (15 minutos). La etapa de pulido se incluyó con el objetivo de purgar los subproductos gaseosos de la desnitrificación y de la fermentación y así minimizar los problemas de levantamiento del lodo en la etapa siguiente; esta práctica tiene la ventaja adicional de garantizar la presencia de protozoarios aerobios los cuales se requieren para eliminar las bacterias dispersas que producen turbiedad en el efluente [11, 12].

No se realizó purga de los sólidos biológicos en ninguno de los dos subciclos y el volumen de retorno del lodo realizado al finalizar el ciclo completo, se fijó en tres litros. El tiempo de retención de los sólidos biológicos (TRS) resultó en promedio 70 días y se determinó dividiendo la masa de sólidos suspendidos del licor mezclado entre la masa de sólidos suspendidos que se descargaban por el efluente después de la sedimentación, por día.

En la Figura 2 se muestra, para una mejor comprensión, la secuencia operacional durante un (1) día usando como ejemplo el caso correspondiente al RCS2 con 15 minutos de aireación. En la parte izquierda de la figura se muestra la fase de remoción del carbono que termina con la descarga del efluente, quedando retenido el lodo sedimentado. En la parte derecha de la figura se muestra la fase de desnitrificación, la cual comienza con la alimentación de la solución de nitrato al mismo tanque, el cual contiene el lodo sedimentado del subciclo anterior; se sigue mostrando las diferentes etapas que conforman este subciclo el cual finaliza con la descarga del efluente desnitrificado, quedando listo el sistema para comenzar nuevamente un ciclo de 24 horas.

El tiempo de reacción del período anódico se fijó en 20 horas, por que existen discrepancias en

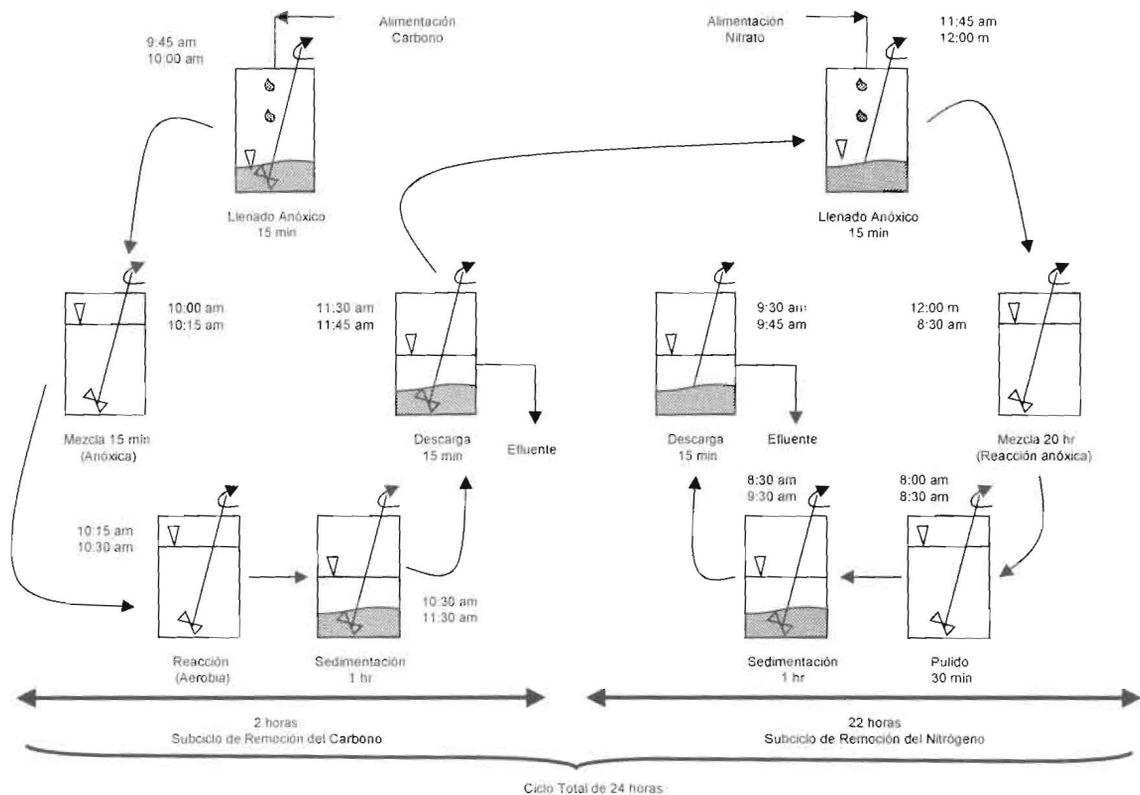


Figura 2. Secuencia de operación típica de un RCS. Ejemplo con 15 min de aireación.

la literatura consultada [6, 21, 23] sobre el tiempo "óptimo" y de esta manera se determinará el tiempo mínimo requerido para una desnitrificación aceptable con características apropiadas de sedimentabilidad del lodo; así se logrará ajustar la longitud del subciclo para experiencias futuras.

Para efectos del control de las experiencias, las cuales se realizaron en condiciones de laboratorio ($22 \pm 2^\circ\text{C}$), se tomaron muestras en el afluente y efluente durante los dos subciclos y en el reactor durante las 20 horas de la reacción de desnitrificación; se usaron los parámetros tradicionalmente recomendados [6, 24] para este tipo de experiencia: pH, alcalinidad, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos en el licor mezclado, amonio, nitrito, nitrato e índice volumétrico de lodos (IVL). Para la preservación de las muestras y las técnicas analíticas, se siguieron y adaptaron las recomendadas por el método estándar [19] excepto para el nitrato que se usó el método del ácido cromotrópico [25] y en el caso del nitrito se utilizó el método recomendado por

USA-EPA [26]. Los sólidos suspendidos en el efluente del sistema (después de la sedimentación) se determinaron usando en primer lugar el papel de fibra de vidrio de 1,2 micras y posteriormente para el filtrado obtenido de este se usó papel policarbonato de 0,45 micras, con lo cual se podía identificar si había pérdida de sólidos debido a que el cultivo pudiera ser más disperso que floculento. El pH se mantuvo alrededor de $7 \pm 0,5$; numerosos estudios relacionados con el efecto del pH sobre la desnitrificación compilados por Grady y Lim [2] recomiendan un valor cerca de la neutralidad o ligeramente básico para un óptimo rendimiento; el rango de pH citado se mantuvo añadiendo una solución amortiguadora de fosfato.

La demanda química de oxígeno (DQO) fue utilizada para la determinación del carbono en ambos subciclos y particularmente sirvió para estimar la remoción del carbono, a diferentes tiempos, durante la etapa de reacción del primer subciclo. El nitrógeno presente durante la fase de remoción de carbono provenía de los aminoácidos contenidos en la melaza y se convirtió predominantemente en nitrógeno amoniacal.

Se diseñó un programa de muestreo que incluía la realización de tres experiencias para cada caso (carga orgánica débil y carga orgánica choque) y para cada reactor (RCS1, RCS2 y RCS3). Se hicieron dos réplicas para cada experiencia; lo cual significa que se realizaron 18 muestreos.

Resultados y Discusión

Las Figuras 3-8 resumen los resultados obtenidos para la fase de desnitrificación endógena, la cual, es el objetivo central de esta investigación. Para su construcción se utilizaron los valores promedio de tres muestreos, con dos réplicas cada uno. Los valores obtenidos en la etapa experimental operada con la carga orgánica débil (Caso 1) permiten construir las Figuras 3, 4 y 5, correspondientes a los tres reactores utilizados y muestran el perfil del nitrato para un ciclo de 24 horas; así mismo los valores obtenidos en la etapa experimental operada con la carga orgánica choque (Caso 2) permiten construir las Figuras 6, 7 y 8, para cada uno de los tres reactores. Adicionalmente en cada figura se señala el valor de la tasa máxima de desnitrificación (r_n) y el tiempo mínimo para alcanzarla (t_n), obtenidos también como promedio de los muestreos anteriormente citados; el valor de r_n se obtiene de relacionar la masa de nitratos removidos con la masa de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM) por unidad de tiempo; es necesario indicar que los SSVLM se encontraron en un rango aproximado entre 3.000 y 4.000 mg/L. Para el cálculo de t_n se utilizó el método de Talmadge-Fitch [27], el cual es un método gráfico usado para valores cuyo comportamiento semeja una función hiperbólica y es utilizado con frecuencia para el análisis de la sedimentación.

Para el Caso I, el comportamiento de los tres reactores en cuanto a la remoción de nitrato resultó muy similar, observándose que la concentración fijada por la norma venezolana (10 mg/L-N) contenida en el decreto 883 [28] en ningún caso se sobrepasó después de las 5 horas de reacción. En cuanto a la tasa de desnitrificación (r_n) se encontraron los siguientes valores: 0,78; 0,73 y 0,61 mg/g.h NO₃-N para el RCS1, el RCS2 y el RCS3 respectivamente y se observa una relación inversa entre el tiempo de aireación y la tasa, lo cual podría ser explicado con base a que mayor tiempo de aireación favorece una ma-

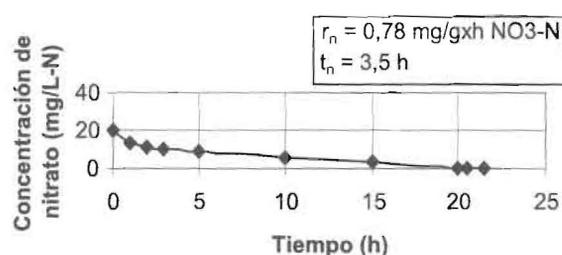


Figura 3. Perfil de nitrato para RCS1 operando con una carga orgánica débil.

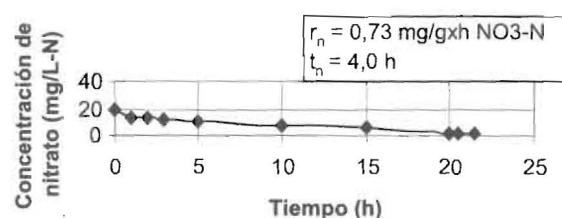


Figura 4. Perfil de nitrato para RCS2 operando con una carga orgánica débil.

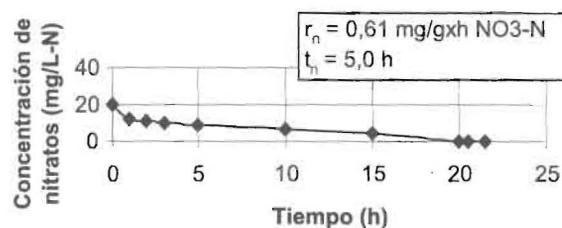


Figura 5. Perfil de nitrato para RCS3 operando con una carga orgánica débil.

yor metabolización del carbono contenido en el material orgánico afluente; por consiguiente existe menor cantidad de carbono orgánico almacenado disponible para la desnitrificación endógena lo cual influye en la disminución de la tasa; este comportamiento coincide con experiencias realizadas por Meyer [20]; adicionalmente se puede apreciar que el tiempo mínimo requerido para alcanzar las mencionadas tasas está alrededor de 5 horas.

En cuanto al Caso 2 (carga choque) se observa que en los tres reactores evaluados se alcanza la norma venezolana, ya citada, antes de las 2 ho-

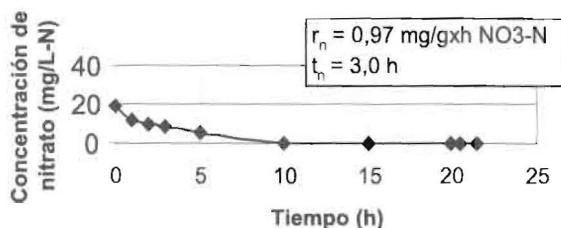


Figura 6. Perfil de nitrato para RCS1 sometido a una carga choque.

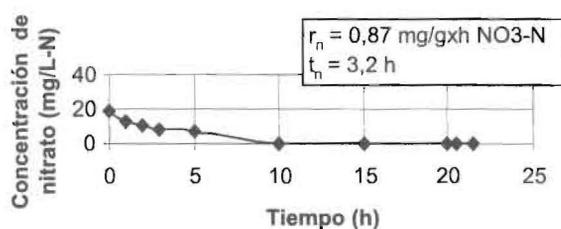


Figura 7. Perfil de nitrato para RCS2 operando con una carga choque.

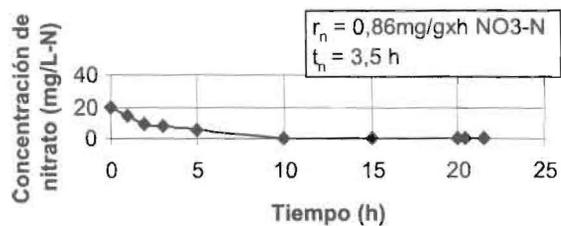


Figura 8. Perfil de nitrato para RCS3 operando con una carga choque.

ras de transcurrida la reacción de desnitrificación. Los valores de las tasas de desnitrificación, encontrados fueron 0,97; 0,87 y 0,86 mg/g.h $\text{NO}_3\text{-N}$ para el RCS1, el RCS2 y el RCS3 respectivamente; resultaron mayores que para el caso 1, manteniéndose la relación inversa con el tiempo, explicada anteriormente; por otra parte se consigue que el tiempo mínimo requerido para alcanzar la tasa de reacción correspondiente está alrededor de 3 horas, para cualquiera de los reactores; este valor es inferior al obtenido en el Caso 1; lo cual puede observarse al comparar las figuras que ilustran el caso 1 y el caso 2. Una posible ex-

plicación a este comportamiento se atribuye a la mayor disponibilidad de carbono orgánico debido a la carga mas alta con la que se alimenta al reactor, lo cual favorece una mayor tasa de desnitrificación y por ende el tiempo mínimo para alcanzarla.

Comparando las curvas de los casos 1 y 2, las pendientes resultaron mayores para el Caso 2 y por consiguiente los tiempos requeridos para alcanzar valores de concentración de nitrato que caigan dentro de los requerimientos para proteger a los cuerpos de agua de la eutrofización, son menores para la fase experimental operada bajo la carga orgánica choque; a partir de las figuras se visualiza claramente esta afirmación si comparamos la concentración alcanzada en 10 horas para el Caso 2, la cual está en un rango de 0,2-0,5 mg/L, en tanto que para el Caso 1 se requiere el doble de tiempo para llegar al mismo rango. Las posibles razones que expliquen esta conducta, similar al caso 1, se encuentran implícitas en la discusión presentada en párrafos anteriores.

La mayoría de las investigaciones referentes a los sistemas de lodos activados citadas en la literatura, se realizaron en operación continua; como puede inferirse de la comparación entre las tres ediciones de un libro clásico editado por Metcalf y Eddy [6, 31 32] quienes sólo en la 3ª edición incluyen como un sistema convencional a los RCS; por consiguiente es difícil establecer comparaciones al utilizar la modalidad de operación de carga-descarga y específicamente cuando son sometidos a una carga orgánica choque.

Los resultados obtenidos para el Índice Volumétrico de Lodos (IVL), parámetro que permite evaluar la compactibilidad de los lodos biológicos producidos en el proceso, alcanzaron valores de 118, 180, y 147 mL/g para los reactores RCS1, RCS2 y RCS3 en el Caso 1; para el Caso 2 se obtuvieron valores de IVL de 103, 157 y 130 g/mL para los citados reactores; todos estos valores son aceptables por cuanto están en el rango (50 a 200 mL/g) recomendado por la literatura [6, 29, 30].

Por otra parte se obtuvieron valores de 40 ± 10 mg/L para los sólidos suspendidos, valor que cumple la norma venezolana (80 mg/L) relativa a la calidad del efluente en términos de este parámetro. Esta situación se mantuvo para los dos casos estudiados.

Conclusiones

Cuando el sistema se expuso a una carga orgánica triple a la cantidad original, alcanzando una concentración de 470 mg/L como DQO y produciendo una relación en peso carbono/nitrógeno (C/N) igual a 25 DQO/NO₃-N, los reactores por carga secuenciales respondieron favorablemente alcanzando un 80% aproximado de remoción de nitrato y manteniendo la tasa de desnitrificación en el entorno de 0,87 mg/g.h en los tres reactores.

Para ambas situaciones evaluadas, carga débil y carga choque, se consiguió que la tasa de desnitrificación (r_n) decrece con el incremento del tiempo de aireación.

Se encontró que el tiempo aceptable para una desnitrificación eficiente, para esta investigación, está entre 3 y 5 horas; lo cual permite ajustar para futuras experiencias el periodo anóxico y por consiguiente incrementar el número de ciclos por día.

No se observó deterioro en las características de sedimentación y compactación del lodo generado cuando el sistema se expuso a los efectos de un cambio abrupto en la carga orgánica consiguiéndose valores de IVL de 103, 157 y 130 mL/g y adicionalmente los sólidos suspendidos en el efluente cumplen con la normativa venezolana vigente de 80 mg/L.

El modo de operación propuesto en este trabajo, el cual favorece una etapa de aireación mínima para la remoción de carbono, produciendo al mismo tiempo una desnitrificación aceptable, permite en consecuencia reducir los requerimientos de energía en comparación con los sistemas convencionales; además, es capaz de aceptar aportes extraordinarios de carga orgánica sin desmejorar su rendimiento.

Referencias Bibliográficas

1. Benefield, L. and Randall, C.: "Biological process design for wastewater treatment". Prentice-Hall, Inc. 1980.
2. Grady, C. J. and Lim, H.: "Biological wastewater treatment theory and applications". Marcel Dekker, Inc. 1980.
3. Abufayed, A. and Schroeder, E.: "Kinetics and stoichiometry of SBR/denitrification with a primary sludge carbon source". JWPFCF, Vol. 58, N° 5. (1986) 387-391
4. Bailey, D. and Thomas, E.: "Nitrogen removal by biological denitrification". Progress in Water Technology, Vol. 7, N° 2 (1975) 329-338.
5. Schroeder, E.: "Water and wastewater treatment". MacGraw Hill, Inc. 1977
6. Metcalf & Eddy (ed.): "Wastewater engineering, Treatment, disposal and reuse". 3ª Ed. McGraw Hill. 1991.
7. Irvine R. and Busch, A.: "Sequencing batch biological reactors- an overview". J. WPCF. Vol. 51, N° 2 (1979) 235-254.
8. Armenante, P.: Biorreactores. In "Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos- Cap. 4" Ed. Morris Levin-Michael Gealt McGraw Hill. 1997.
9. Laughling, D., Edwards, F., Egemen, E. and Nirmalakhandan, N.: "SBR Treatment of high COD effluent from bottling plant". J. Env. Eng./March (1999) 285-289.
10. Silverstein, A.: "Control of activated sludge characteristic in a sequenced batch reactors". Ph. D. Diss. Univ. California, 1982.
11. Jones, W., Schroeder, E. and Wilderer, P.: "Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances". Research Journal WPCF, Vol. 62, N° (1990) 259-267.
12. Schroeder, E.: "Design of sequencing batch reactor activated sludge processes". Civil Engineering for Practicing and Design Engineers, 2, (1982) 33-44.
13. Pasarella, D., Torcat, B., Giner, G. y Rodríguez, F.: "Endogenous denitrification in sequential batch reactors". Proceedings 2º Congress Energy, Environment and Technological Innovation, Vol. 3 (1992) 69-74.
14. Giner, G., Rodríguez, F. y Portillo, M.: "Una contribución al proceso de desnitrificación biológica en RCS". Memorias del XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Tomo II (1992) 259-271.
15. Portillo, M., Rodríguez, F. y Giner, G.: "Efecto del tiempo de aeración sobre la desnitrifica-

- ción biológica en RCS". Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Vol. 1-2 (1996). 447-454.
16. Espinoza, A.: "Algunos factores que afectan la desnitrificación biológica en un reactor por carga secuencial". Trabajo Especial de Grado, UCV. 1996.
 17. Rodríguez, F., Giner, G., Micarelli, T. y Espinoza, A. "Una contribución a la desnitrificación biológica" Suplemento Acta Científica Venezolana, Vol. 47 (1996) 317.
 18. Gaudy, A. and Gaudy, E.: "Microbiology for environmental scientists and engineers". McGraw Hill, New York. 1980.
 19. APHA, AWWA, WPCF: "Standard methods for the examination of the water and wastewater". 19th ed., 1995.
 20. Meyer, G.: "Denitrification in SBR utilizing sequestered organic carbon". M.S. Thesis. Dep. Civil Eng. Univ. of Calif., Davis. 1985 citado por Jones *et al.* En: "Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances" Research Journal WPCF, Vol 62, N° 3 (1990) 259-267.
 21. Warren, J., Wilderer, P. and Schroeder, E.: "Operation of a three-stage SBR system for nitrogen removal from wastewater" Research Journal WPCF, Vol. 62, N° 3 (1990) 268-274.
 22. Rodríguez, F. "Treatment of low strength altered wastewater with the activated sludge process". Ph.D. Diss. Univ. Calif., Davis. 1985.
 23. Münch, E., Lant, P. and Keller, J.: "Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors". Water Research, Vol. 30, N° 2 (1996) 277-284.
 24. Tchobanoglous, G. and Schroeder, E. "Water quality". Addison Wesley Pub. Co. 1985
 25. APHA, AWWA, WPCF. "Standard methods for the examination of water and wastewater". 16th Ed. 1985.
 26. USAEPA.: "Manual of methods for chemical analysis of water and waste". USA. 1974.
 27. Talmadge, W. and Fitch, E.: "Determining thickener unit areas". Ind. Eng. Chem. Vol. 47, N° 1, 1955, citado por Tchobanoglous, G. "Wastewater engineering, treatment, disposal, reuse", McGraw Hill, New York. 1991.
 28. MARNR. Decreto 883 en "Rumbo a una nueva gestión ambiental-marco legal". Publ. MARNR. 1996.
 29. Wagner, F.: "Study of the causes and prevention of sludge bulking in Germany". Cap. 2. In: R. Chambers and E. Tomlinson (ed) "Bulking of activated sludges: prevention and remedial methods". Ellis Horwood Lim. (1982), 29-38.
 30. Rodríguez, F. y Ferrara de G.: "Efecto del tiempo de aireación sobre la sedimentabilidad del lodo producido por desnitrificación biológica en reactores por carga secuenciales". Aceptado para su publicación en la Revista de la Facultad de Ingeniería-UCV.
 31. Metcalf & Eddy (edi.): "Wastewater engineering collection, treatment, reuse". McGraw Hill Co. 1° Edit. 1971.
 32. Metcalf & Eddy (edi.): "Wastewater engineering: treatment/disposal/reuse". McGraw Hill Co. 2° Edic. 1979.

Recibido el 17 de Enero de 2000

En forma revisada el 26 de Marzo de 2001