

# Biological nitrogen removal using combined fixed-film and suspended reactors by intermittent operation

**Griselda Ferrara de Giner y Felipe Rodríguez Mora<sup>†</sup>**

*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. griferrara@cantv.net*

## Abstract

A biological system was evaluated at laboratory scale, operated by cycles and intermittent in order to remove nitrogen from synthetic wastewater. The system was integrated by two combined bioreactors, the first was used for nitrification (SBBR) and the second for denitrification (SBR). The typical sequence of operation used for both bioreactors was as follows: 15 min for filling up; 270 min for reaction; 45 min for sedimentation; 15 min for discharge, and additionally an aeration-stirring phase of 15 min was included in the second reactor (SBR) before sedimentation. The synthetic wastewater was distributed between both reactors, a fraction ( $\alpha = 0,5$ ) was supplied to the SBR to generated enough carbon for the denitrification reaction and the other fraction ( $1-\alpha$ ) was supplied to the SBBR for the nitrification reaction. The system was operated for 4 cycles/day. The nitrification reached 91% in the SBBR with a surface reaction rate of 12 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ . The denitrification in the SBR reached 99% with a specific rate of 2.0 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{Kg MLSS}\cdot\text{h}$ . The  $\text{NO}_3\text{-N}$  and total nitrogen (Nt) concentrations in the effluent were 0.06 and 21.6 mg/L, respectively. The proposed system is efficient for nitrogen removal.

**Key words:** Biological removal of nitrogen, nitrification-denitrification, coupled bioreactors, sequenced batch reactor.

## Remoción biológica de nitrógeno usando una combinación de reactores de crecimiento adherido y suspendido bajo operación intermitente

### Resumen

Se evaluó un sistema biológico, a escala de laboratorio, operado por ciclos e intermitente para remover nitrógeno de agua residual sintética, constituido por dos biorreactores acoplados, el primero de crecimiento microbiano adherido: Reactor por Carga Secuencial de Biopelícula (RCSB) para nitrificar y el segundo de crecimiento suspendido: Reactor por Carga Secuencial (RCS) para desnitrificar. La secuencia de operación para ambos subsistemas (RCSB y RCS) quedó así: llenado, 15 min; reacción, 4 h y 30 min; sedimentación, 45 min; descarga, 15 min; adicionalmente se incluyó una fase de "pulido" (aireación/agitación) de 15 minutos en el RCS antes de la sedimentación. El agua residual se distribuyó entre ambos biorreactores, tal que, una fracción ( $\alpha = 0,5$ ) se envió al RCS para garantizar carbono durante la desnitrificación y el resto ( $1-\alpha$ ) al RCSB para nitrificar. El sistema operó 4 ciclos/día. La nitrificación alcanzó 91% en el RCSB y la tasa superficial de formación de nitrato 11,6 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ; la desnitrificación en el RCS alcanzó 99% y la tasa específica de desnitrificación 1,99 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{kgSSLM}\cdot\text{h}$ . Se obtuvieron concentraciones

nes de  $\text{NO}_3\text{-N}$  y Nitrógeno total (Nt) en el efluente del sistema de 0,06 mg/L y 21,6 mg/L, respectivamente. El sistema propuesto es eficiente para remover nitrógeno.

**Palabras clave:** Remoción biológica de nitrógeno, nitrificación-desnitrificación, biorreactores acoplados, reactor por carga secuencial.

## Introducción

Las aguas residuales domésticas producidas en Venezuela tienen características propias, entre otras, su concentración que permite calificarlas como débiles (concentración diluida) y su composición que no sigue el patrón típico de otras regiones, los cuales generalmente dan la pauta a los ingenieros ambientales del país, con respecto a parámetros de diseño y operación, a falta de valores propios. Por ello la experimentación con líquidos representativos de la realidad del país permite llenar tales vacíos.

Por otra parte, la remoción de nitrógeno de efluentes de biotratamientos es cada vez más obligante, por los problemas de eutrofización asociados a la presencia de formas oxidadas de nitrógeno en tales efluentes, especialmente si su destino final son cuerpos de agua lénticos, y por el aprovechamiento y reuso de aguas residuales. El nitrógeno orgánico es transformado en amonio por acción bacteriana; posteriormente con la intervención de bacterias específicas (*Nitrobacter* y *Nitrosomomas*) sucesivamente pasan a nitritos y a nitratos [1, 2].

La desnitrificación biológica es ampliamente aceptada por la comunidad científica al ser aplicable a un amplio espectro de condiciones y a costos generalmente inferiores a los de procesos físicos y químicos, al reducir necesidad de oxígeno y por ende de energía [3-5]. En el proceso de biodesnitrificación, los nitratos son reducidos a formas de nitrógeno gaseoso (óxidos de nitrógeno y nitrógeno elemental) por bacterias facultativas (*Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Micrococcus*, entre otras), las cuales ejecutan un mecanismo respiratorio en donde reemplazan el oxígeno libre por el nitrato como aceptor de electrones [2]. Así las bacterias no requieren condiciones anaeróbicas estrictas sino una condición ambiental intermedia que acepta bajas tensiones de oxígeno o ausencia del mismo [1]. La trayectoria metabólica seguida por estas bacterias es una variante de la respiración aeróbica y es conocida como respiración anóxica.

La biodesnitrificación puede llevarse a cabo en diferentes tipos y combinaciones de reactores: de lecho móvil con crecimiento suspendido (tanques de mezcla completa, flujo pistón e híbridos), o en lechos fijos y móviles de crecimiento adherido (lechos biopercoladores, torres de relleno, biodiscos, entre otros); en régimen de flujo continuo o por carga. El escoger la configuración apropiada requiere de consideraciones de factibilidad económica, problemas operacionales, grado de tratamiento requerido y flexibilidad de adaptación a condiciones cambiantes de operación [2, 5].

En este sentido se han realizado varias investigaciones sobre los factores y aspectos que afectan el proceso de biodesnitrificación, tales como: temperatura, pH, acidez, alcalinidad, oxígeno disuelto; tiempo de aireación; relación carbono/nitrógeno; carga orgánica choque; relación  $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ ; desnitrificación endogénica; sedimentabilidad de los lodos biológicos y su relación con la tasa de respiración, al igual que sobre tipos de reactores usados para efectuar la desnitrificación como son: reactores de lecho adherido con flujo ascendente y descendente, y de lecho suspendido como mezcla completa, flujo pistón e híbridos [6-10].

Por lo anteriormente planteado, se presenta como alternativa para la remoción de nitrógeno una configuración particular que incluye una torre de relleno, es decir un reactor de biopelícula, operado con flujo descendente y bajo la modalidad por carga secuencial para nitrificar el líquido residual, muy ventajoso por los costos reducidos de aireación y cuyo efluente servirá de alimentación a un reactor de crecimiento suspendido operado también bajo la modalidad por carga secuencial que promoverá la desnitrificación hasta alcanzar valores que cumplan la normativa vigente. En este sistema se considera la ventaja de los biosistemas de lecho adherido que favorecen a las bacterias nitrificantes, cuyas tasas de crecimiento son bajas y adicionalmente son menos susceptibles a lavado cuando crecen en biopelículas.

El objetivo de este trabajo es evaluar, a escala laboratorio, la eficiencia de la remoción biológica de nitrógeno de un agua residual sintética débil utilizando una configuración particular de dos biorreactores acoplados, operada por ciclos e intermitentemente, constituida por un reactor por carga secuencial de biopelícula (RCSB) para nitrificar y un reactor por carga secuencial de crecimiento suspendido (RCS) para desnitrificar.

## Metodología

El sistema usado en esta investigación está constituido por dos modelos previamente diseñados, construidos y evaluados desde el punto de vista hidráulico por trabajos precedentes a este [6-10], los cuales fueron acoplados para este estudio. El primer modelo es un reactor de biopelícula denominado reactor por carga secuencial de biopelícula (RCSB) conformado por una columna de 214 cm de altura, y 9 cm de diámetro interno utilizando anillos de plástico tipo Raschig, de 1,27 cm  $\times$  1,27 cm, como material de relleno hasta una altura de 192 cm y cuya relación (altura de relleno)/diámetro, igual a 21, constituye un lecho biopercolador de super alta tasa. El reactor de biopelícula favorece el proceso biológico de nitrificación llevado a cabo por bacterias autótrofas. Este RCSB fue acoplado con un reactor de crecimiento suspendido, denominado reactor

por carga secuencial (RCS), conformado por un tanque de 10 litros con agitador y operado durante la etapa de reacción en condiciones anóxicas, para favorecer la desnitrificación. El sistema fue operado por ciclos y en forma intermitente. Cada ciclo estuvo constituido por dos subciclos; el primero llevado a cabo en el RCSB (nitrificación) y el segundo, realizado en el RCS (desnitrificación). Para controlar la disminución de materia carbonosa –asociada a la operación del reactor de biopelícula– y requerida por las bacterias heterotróficas desnitrificantes para formar su biomasa, la alimentación del reactor de crecimiento suspendido fue completada con una fracción volumétrica del agua residual sintética  $\alpha$ , restante de la fracción  $(1-\alpha)$  de agua residual sintética utilizada para el llenado del reactor de biopelícula. Este trabajo fue realizado con una fracción  $\alpha = 0,5$ . La Figura 1 muestra un diagrama de flujo del sistema combinado citado.

Cada fase de operación de los dos subsistemas estuvo conformada por las operaciones típicas de los reactores secuenciales: llenado, reacción, sedimentación, descarga y período muerto opcional. Los tiempos de operación utilizados en este estudio fueron para la fase de nitrificación: llenado instantáneo 15 min, reacción aeróbica con reciclo de sólidos 4 horas, 30 min., sedimentación 45 min, descarga 15 min, reposo 15 min y

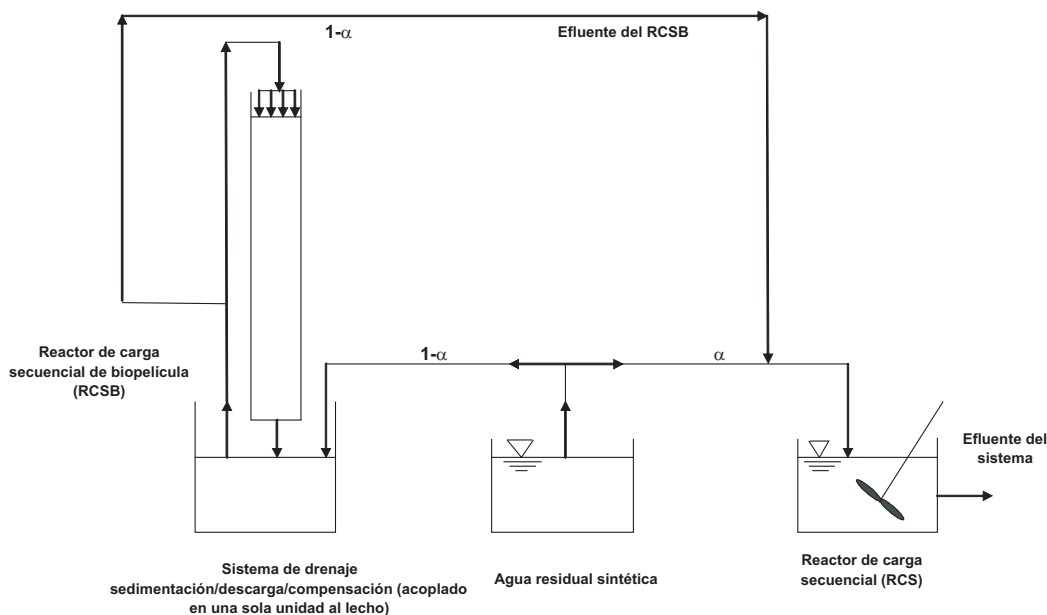


Figura 1. Arreglo de reactores utilizado en esta investigación.

para la fase de desnitrificación: llenado instantáneo 15 min, reacción anóxica/agitación 4 horas y 30 min, aireación/agitación-pulido 15 min, sedimentación 45 min y descarga 15 min. Los tiempos de cada secuencia se establecieron a partir de valores óptimos obtenidos y publicados en trabajos precedentes [6-10].

El sistema de alimentación consistió de un tanque de almacenamiento del líquido residual sintético crudo utilizado como alimentación del sistema, el cual fue enviado a un tanque provisto con agitador y bomba que además de alimentar el RCSB permitió la recirculación del líquido bajo tratamiento durante la primera fase. El RCSB operó en forma intermitente. Al finalizar este 1° subciclo el efluente nitrificado fue al RCS conjuntamente con una fracción volumétrica del agua residual sintética como fuente de carbono para la desnitrificación que se llevó a cabo durante el 2° subciclo, el cual también fue intermitente. El RCSB inició en forma independiente un nuevo ciclo de nitrificación al terminar de alimentar con su efluente al RCS. De la misma forma el RCS, una vez completadas sus operaciones, inició un nuevo subciclo. El sistema operó 4 ciclos por día, con

una relación C/N –a la entrada del RCS– aproximadamente igual a 7 expresado en mg DQO/mg N. No fue necesaria la purga de lodos durante el período de experimentación. La fracción de agua residual sintética cruda  $\alpha$  enviada al RCS fue de 0,5. La Figura 2 ilustra la operación secuencial de ambos subciclos durante 24 horas.

El agua residual utilizada en esta investigación se preparó diluyendo leche en polvo (1,7 g), pectona (1,7 g), cloruro de amonio (0,4 g), almidón (1,7 g) y otros nutrientes en 19 litros de agua del chorro, representativos de un agua residual de composición débil, recomendados por investigadores precedentes [11, 12]. El agua residual sintética presentó una concentración promedio de 135 mg/L de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO<sub>5</sub>), 308 mg/L de Demanda Química de Oxígeno (DQO), 29 mg/L de nitrógeno total Kjeldahl (NTK), 5,8 mg/L de fósforo total y 125 mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidad.

Los parámetros fisicoquímicos se determinaron según los métodos y técnicas recomendados para análisis y preservación de muestras por APHA *et al.* [13]: pH (potenciométrico), alcalini-

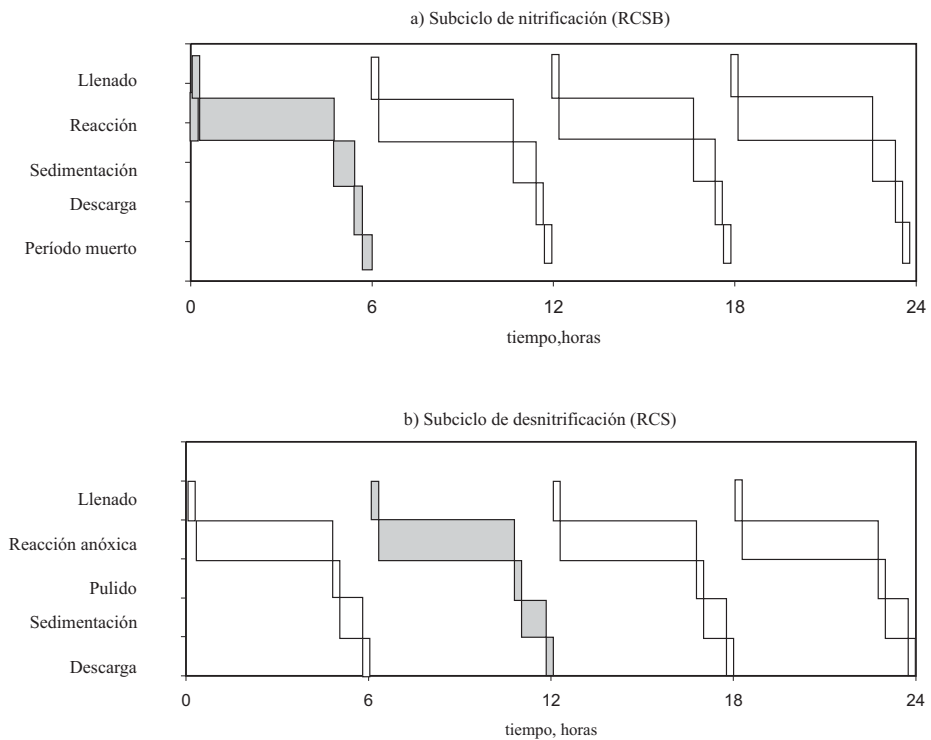


Figura 2. Secuencia de operaciones de los dos subciclos (nitrificación y desnitrificación) que conforman un ciclo típico de 6 horas.

dad (potenciométrico y titulación), oxígeno disuelto (electrodo de membrana), DQO (oxidación con dicromato a reflujo abierto), DBO<sub>5</sub> (diluciones), sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM) y sólidos suspendidos totales (SST), por gravimetría, índice volumétrico de lodos, IVL (técnica del cilindro); nitrógeno orgánico (digestión Kjeldahl), nitrógeno amoniacal (destilación Kjeldahl) y nitritos (colorimétrico); con excepción del parámetro nitrato, determinado por el método colorimétrico recomendado por la Environmental Protection Agency, EPA [14]. El programa de muestreo llevado a cabo para evaluar el desempeño del sistema consistió en la captación de muestras a la entrada y la salida del RCSB y del RCS y al inicio y al final de cada ciclo evaluado (totalizando 8 muestras), respectivamente. Se realizaron 11 muestreos durante un lapso de 14 meses de operación continua.

El análisis estadístico de los datos incluyó el cálculo del valor promedio, la desviación estándar, el coeficiente de variación y el rango.

Adicionalmente, para conseguir un perfil del comportamiento de los parámetros más rele-

vantes para este trabajo, se capturaron y analizaron muestras a: 0; 0,5; 1; 2; 3; y 4,5 horas de iniciada la reacción, tanto en el RCSB como en el RCS. Tales estudios de perfiles permitieron calcular tasas de reacción actuales *in situ* y ayudan a la comprensión de los mecanismos involucrados. Para obtener el perfil del comportamiento de las diversas formas de nitrógeno y de la DQO durante la etapa de reacción se realizaron barridos por triplicado, determinándose estos parámetros a los tiempos anteriormente señalados.

## Resultados y Discusión

En las Tablas 1 y 2 se presentan los resultados estadísticos de los parámetros utilizados en este trabajo para evaluar el RCSB y el RCS, respectivamente. Muestran valores a la entrada y salida del reactor. Con estos datos se calcularon los porcentajes de nitrificación y remoción de amonio y NTK y las tasas absolutas y superficiales correspondientes que permiten evaluar el desempeño del RCSB; mientras que para evaluar el desempeño del RCS se calcularon los porcentajes

Tabla 1  
Evaluación estadística del RCSB

Parámetro <sup>a</sup>	Afluyente			Efluyente		
	Promedio ± DE <sup>b</sup>	CV <sup>c</sup>	Rango	Promedio ± DE <sup>b</sup>	CV <sup>c</sup>	Rango
N-org	20 ± 0,8	14,1	15,6-24,1	7,6 ± 1,5	20,2	6,0-10,1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	16 ± 2,5	16,0	10,2-17,3	4,9 ± 2,1	42,9	2,1-7,6
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0,002 ± 0,001	18,5	0,00-0,002	0,029 ± 0,006	21,3	0,018-0,033
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	1,42 ± 0,16	11,6	1,08-1,57	15,9 ± 1,7	10,9	12,2-17,8

a: concentraciones en mg/L. b:Desviación estándar. c: Coeficiente de variación.

Tabla 2  
Evaluación estadística del RCS

Parámetro <sup>a</sup>	Afluyente			Efluyente		
	Promedio ± DE <sup>b</sup>	CV <sup>c</sup>	Rango	Promedio ± DE <sup>b</sup>	CV <sup>c</sup>	Rango
N-org	14,1 ± 2,0	14,2	11,5-16,9	13,9 ± 1,5	10,7	11,2-15,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	11 ± 3,3	30,6	6,2-14,4	7,6 ± 1,0	14,2	5,8-8,8
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0,016 ± 0,004	27,0	0,012-0,019	0,043 ± 0,035	82,2	0,007-0,079
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	7,7 ± 1,24	16,2	5,3-9,1	0,05 ± 0,02	39,4	0,03-0,10

a: concentraciones en mg/L. b:Desviación estándar. c: Coeficiente de variación.

de desnitrificación y remoción de Nt y la tasa específica de desnitrificación.

En la Tabla 3 se muestran los valores promedio de parámetros característicos del desempeño del RCSB, todos los cuales están respaldados por los valores presentados en la Tabla 1. Se presentan tanto los porcentajes de formación de nitratos y remoción de amonio y NTK como las tasas de formación de nitrato y de remoción de amonio en forma absoluta y por área superficial. En primera instancia la nitrificación conseguida en el RCSB alcanzó 91% de formación de  $\text{NO}_3\text{-N}$ , valor bastante alto y comparable a los citados en la literatura para reactores por carga secuencial de biopelícula. Yilmaz y Ortüç [15], reportaron valores de nitrificación entre 35 y 99%, dependiendo de la carga orgánica. La tasa absoluta de formación alcanzó el valor promedio de 3,12 mg  $\text{NO}_3\text{-N/L.h}$  y la tasa superficial de formación resultó 11,6 mg  $\text{NO}_3\text{-N/m}^2\text{.h}$ ; este último valor está por encima del conseguido por Jones *et al.* [11] quienes trabajaron con un sustrato semejante al usado en este trabajo y consiguieron una tasa promedio superficial de formación de 6,6 mg  $\text{N/m}^2\text{.h}$ . Puede afirmarse, entonces, al comparar los parámetros típicos para evaluar la capacidad de nitrificación del RCSB a partir de la formación de nitrato y de las tasas respectivas (absolutas y superficiales), con valores encontrados en la literatura, que el RCSB funciona eficientemente para el objetivo propuesto.

Visualizando ahora la capacidad de nitrificación del RCSB, a partir de la remoción del amonio y del NTK puede afirmarse que se alcanzó un valor alto de remoción de amonio (82%) comparable a valores citados por Di Iaconi *et al.* [15] en un rango de 66%-98%, en tanto que el valor de 64% de remoción de NTK alcanzado aunque es un valor relativamente bajo, aun así está en el orden conseguido por estos investigadores que alcanzaron entre 51% y 93%, dependiendo de la carga orgánica. En cuanto a las tasas de remoción de amonio, el valor encontrado en este trabajo que alcanza a 2,9 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L.h}$  es superior al obtenido por Ganesh *et al.* [16] quienes trabajaron con un residual semejante al usado en este trabajo y consiguieron valores de la tasa absoluta de remoción de amonio de 1,3 mg/L.h. Estas comparaciones sustentan la afirmación de que fue exitosa la nitrificación en el RCSB.

La Tabla 4 muestra los valores promedio de algunos parámetros característicos del desempeño del RCS y del sistema RCSB-RCS. La remoción de nitrógeno, considerando todas las formas de nitrógeno (Nt), alcanzó 57% en el subciclo correspondiente al RCS, valor menor al reportado por Jones *et al.* [11]. Mientras que, en el efluente del sistema RCSB-RCS se obtuvo una concentración de Nt de 21,6 mg/L, valor alto para cuerpos de agua lénticos [19]. Por otra parte, si se hace el balance con los nitratos procedentes del RCSB su remoción alcanza 99%, valor que indica el ex-

Tabla 3  
Parámetros seleccionados característicos del desempeño del RCSB

Nitrificación (%)	Tasa de formación de nitrato (mg $\text{NO}_3\text{-N/L.h}$ )	Tasa superficial de formación de nitrato (mg $\text{NO}_3\text{-N/m}^2\text{.h}$ )	Remoción de amonio (%)	Tasa de remoción de amonio (mg $\text{NH}_4\text{-N/L.h}$ )	Tasa superficial de remoción de amonio (mg $\text{NH}_4\text{-N/m}^2\text{.h}$ )	Remoción de NTK (%)
91	3,12	11,6	82	2,9	10,6	64

NTK: nitrógeno total Kjeldahl.  $\text{NO}_3\text{-N}$ : nitrato como N.  $\text{NH}_4\text{-N}$ : nitrógeno amoniacal como N.

Tabla 4  
Parámetros seleccionados característicos del desempeño del RCS y del sistema RCSB-RCS

Desnitrificación en RCS (%)	Tasa específica de desnitrificación en RCS (g $\text{NO}_3\text{-N/kg SSLM.h}$ )	Remoción de Nt en el sistema RCSB-RCS (%)	Nitrato en el efluente del sistema (mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ )	Nt en el efluente del sistema RCSB-RCS (mg Nt/L)
99	1,99	57	0,06	21,6

RCS: reactor por carga secuencial. Nt: nitrógeno total. RCSB: reactor por carga secuencial de biopelícula. Nt: nitrógeno total como N.  $\text{NO}_3\text{-N}$ : ión nitrato como N. SSLM: sólidos suspendidos en el licor mezclado.

celente desempeño de este reactor referido a la desnitrificación, refrendado por el valor de  $\text{NO}_3\text{-N}$  alcanzado de 0,06 mg/L. Adicionalmente, la tasa específica de desnitrificación obtenida fue de 1,99 g  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{kg SSLM.h}$ , mucho mayor a la obtenida por Silverstein y Schroeder [17] de 0,014 g  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{kg SSLM.h}$  y menor a la obtenida por Ganesh *et al.* [16] de 6,24 g  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{kg SSLM.h}$ , valor que reitera el buen comportamiento del RCS para remover nitratos. La aparente contradicción entre la remoción exitosa del nitrato y la menor del  $\text{Nt}$  puede explicarse porque éste último está influido fuertemente por la fracción volumétrica preestablecida ( $\alpha$ ) añadida al RCS, la cual cumple satisfactoriamente el objetivo de suministrar donantes de electrones a las bacterias desnitrificantes, pero también incorpora NTK. Además, las condiciones anóxicas imperantes, durante la etapa de reacción, en el RCS son apropiadas si el principal objetivo es alcanzar la desnitrificación,

pero no para oxidar NTK que difícilmente es removido en esas condiciones ambientales, con excepción de algo de nitrógeno amoniacal incorporado a la biomasa.

Las Figuras 3 y 4 permiten observar el comportamiento de los parámetros nitrito y nitrato respectivamente, durante la etapa de reacción en ambos reactores. Los nitritos muestran, en el RCSB y en el RCS, una curva de crecimiento y posterior disminución, típica de su carácter de forma intermedia de nitrógeno. La Figura 4 muestra el perfil de los nitratos en ambos reactores y permite observar que en el RCSB aumentaron cumpliéndose la nitrificación esperada y alcanzando 16 mg-N/L. En el RCS, que recibe además del efluente del RCSB a una fracción de agua residual sintética puede observarse que en apenas una hora ya los niveles de nitratos han descendido a 2,2 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{L}$ , indicador de una desnitrificación excelente, cuestión que se corrobora

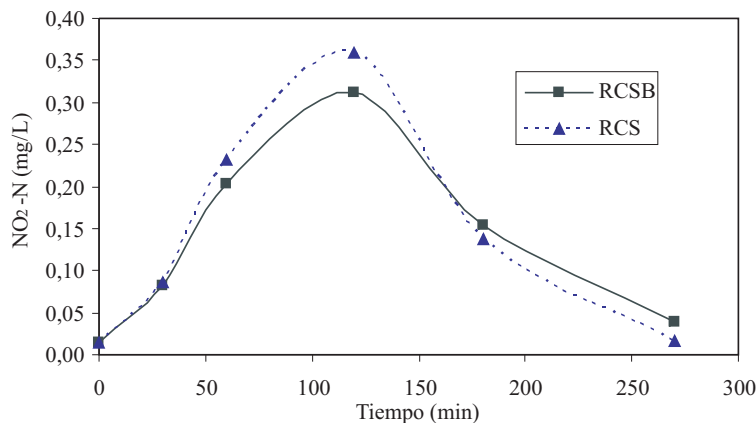


Figura 3. Variación de la concentración de nitrito, durante la etapa de reacción, en el RCSB y el RCS.

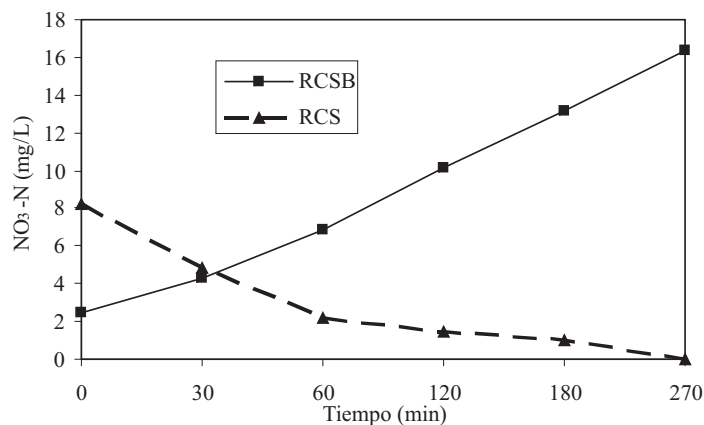


Figura 4. Variación de la concentración de nitrato, durante la etapa de reacción, en el RCSB y el RCS.

al término de la etapa de reacción cuando se alcanzan 0,06 mgNO<sub>3</sub>-N/L.

La concentración de las distintas formas de nitrógeno obtenidas en el efluente del sistema permiten afirmar que la normativa del país [18] para descargas en cualquier cuerpo de agua se cumple, tanto la relativa a nitrógeno total (40 mg-N/L), como la relativa a nitritos + nitratos (10 mg-N/L), obteniéndose 19 y 0,44 mg/L, respectivamente. No obstante, la normativa específica para la cuenca del Lago de Valencia [19], típicamente un cuerpo de agua léntico, y referida únicamente a nitrógeno total (10 mg/L) es sobrepasada. Por consiguiente, existe un compromiso entre el valor que se ha establecido para la fracción volumétrica  $\alpha$  y la normativa del país para cuerpos lénticos. Es necesario buscar un valor de  $\alpha$  que sea aceptable para desnitrificar el nitrato producido en el primer reactor al aportar el carbono necesario para el crecimiento de las bacterias desnitrificantes y que al mismo tiempo no incorpore NTK en cantidades tales que al terminar la reacción el contenido de Nt sobrepase la norma [19].

En general, la remoción de materia orgánica (medida como DQO) resultó aceptable; disminuyó en el RCSB de 308 a 59 mg/L (81%) y en el RCS de 190 a 35 mg/L (82%), alcanzando la remoción de DQO del sistema global un 89%.

### Conclusiones

La combinación propuesta de un RCSB y un RCS es promisoría para remover nitrógeno de aguas residuales de composición débil, obteniéndose concentraciones de NO<sub>3</sub>-N y Nitrógeno total (Nt) en el efluente del sistema de 0,06 mg/L y 21,6 mg/L, respectivamente.

En el RCSB se alcanzó una formación de nitrato de 91% con respecto al inicial y una remoción de amonio del 82%. Mientras que, en el RCS se obtuvo un 99% de desnitrificación y una tasa específica de desnitrificación de 1,99 mg NO<sub>3</sub>-N/kgSSLM.h.

El Nt presente en el efluente del sistema combinado sobrepasa la norma para cuerpos de agua lénticos, mas no sobrepasa la regulación nacional de cuerpos de agua. Podría esperarse que trabajando con un valor óptimo de la fracción volumétrica ( $\alpha$ ) pueda alcanzarse una concentra-

ción aceptable de nitrógeno de acuerdo a las normas vigentes en Venezuela.

### Agradecimiento

Los autores agradecen al Ing. Químico José Hernández, Técnico Químico adscrito al Laboratorio de Procesos Unitarios del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental por su labor en la operación y mantenimiento del sistema combinado, así como la realización de los análisis físicos y químicos requeridos.

Este trabajo está parcialmente financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CDCH) de la Universidad Central de Venezuela a través del Proyecto de Investigación PI 08 12 5318-2003.

### Referencias Bibliográficas

1. Gaudy A. and Gaudy E.: "Microbiology for Environmental Scientist and Engineers" Ed. MacGraw Hill Co., 1980.
2. Grady L., Daigger G. and Lim, H., "Biological Wastewater Treatment", 2° Edición, Marcel Dekker, Inc., 1999.
3. Bayley D. and Thomas, E.: "Nitrogen Removal by Biological Denitrification"; Progress in Water Technology, Vol. 2, (1975) 329-338.
4. Schroeder E. "Water and Wastewater Treatment", MacGraw Hill Co., 1977.
5. Metcalf and Eddy, Inc. Editores, "Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse" 3° Ed. MacGraw Hill Co., 2003.
6. Portillo M., Rodríguez F. y Giner G.: "Desnitrificación Biológica en RCS". Memorias XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 1996, Tomo 1-2, 447-454.
7. Córdova Y. y Rodríguez F.: "Evaluación de la sedimentabilidad del lodo a través de las características del flóculo en un reactor por carga secuencial". Acta Científica Venezolana, Vol. 48 (sup.1), (1997) 74.
8. Rodríguez F. y Giner G.: "Response of sequencing batch reactors due to change in the feeding" en Proceedings of IV Energy, Environment and Technological Innovation In-



- ternational Congress, Roma, Vol. 1, (1999) 155-160.
9. Rodríguez F. y Giner G.: "Efecto del tiempo de aireación sobre la sedimentabilidad del lodo producido por desnitrificación biológica en reactores por carga secuenciales". Revista de la Facultad de Ingeniería. UCV, Vol. 15, No. 2 (2000) 13-19.
  10. Rodríguez F. y Giner G.: "Efecto de una carga orgánica choque sobre la desnitrificación endogénica en los reactores por carga secuencial". Revista Técnica de Ingeniería de la Universidad del Zulia, Vol. 24, No. 1 (2001) 24-32.
  11. Jones W., Schroeder E. and Meyer G.: "Enhanced nitrogen removal utilizing a three-stage sequenced batch biological treatment process". Proc. Conf. New Direct. Res. Waste Treatment Residuals Management, Univ. of B.C., Vancouver, (1985), 307.
  12. Jones W., Schroeder E. and Wilderer P.: "Denitrification in a batch wastewater treatment system in sequestered organic substance". Research Journal WPCF, Vol. 62, No. 3 (1990), 261-267.
  13. APHA, AWWA, WPCF: "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 19 th Ed. (1995).
  14. EPA "Manual of methods for chemical analysis of water and waste". (1985),
  15. Yilmaz G. and Oztürk J.: "Nutrient removal of ammonia rich effluents in a sequencing batch reactors". Wat. Sci. Tech., Vol. 48, No. 11 (2003) 377-383.
  16. Ganesh R., Balaji G. and Ramanujan R.: "Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactors-Respirometric assessment". Biores. Technol. Vol. 97, (2006) 1815-1821.
  17. Silverstein J. and Schroeder E.: "Performance of SBR activated sludge process with nitrification/denitrification". JWPCF, Vol. 55, No. 4 (1983) 377-384.
  18. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables (1995), Decreto 883, Clasificación y Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos. Gaceta Oficial N° 5.021.
  19. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables (1999), Decreto 3219, Clasificación y Control de la Calidad de la Cuenca del Lago de Valencia. Gaceta Oficial N° 5.305.

Recibido el 10 de Diciembre de 2008

En forma revisada el 13 de Julio de 2009