
Comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto en el tratamiento de aguas residuales domésticas

Nancy Vásquez S.*, Jenny A. Rodríguez V., Patricia Torres L.

*Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente-Universidad del Valle
Calle 13 No. 100 – 00 A.A. 25360 Santiago de Cali, Colombia

Behavior of nitrogen in a contact stabilization activated sludge process in the treatment of domestic wastewater

Comportament del nitrogen en un sistema de llots activats en la modalitat d'estabilització per contacte en el tractament d'aigües residuals domèstiques

Recibido: 23 de marzo de 2010; aceptado: 2 de agosto de 2010

RESUMEN

Con el fin de realizar un análisis exploratorio de los procesos de transformación de nitrógeno y generar herramientas para la optimización de las condiciones operacionales del sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto, se estudió la transformación del nitrógeno en un sistema a escala de laboratorio, tratando un caudal de 161 L·d⁻¹ con un TRH de 0,84 h en el Reactor de Contacto (RC) y 4,11 h en el Reactor de Estabilización (RE). Los procesos de transformación del nitrógeno identificados en el sistema fueron principalmente de nitrificación para el caso de RC y RE, adicionalmente, se evidenció que el sedimentador secundario representa una unidad compleja que se puede dividir en dos zonas: una de clarificación (superficie del sedimentador) donde ocurre nitrificación debido a la presencia de oxígeno disuelto proveniente de RC y una zona de concentración de lodo (fondo del sedimentador) donde pueden ocurrir procesos asociados a condiciones anaerobias y/o anóxicas (desnitrificación, oxidación anaerobia del N-NH₄⁺).

Palabras clave: Estabilización por contacto, Lodos activados, Transformación de nitrógeno

SUMMARY

In order to carry out an exploratory analysis of nitrogen transformation processes and generate tools for the optimization of the operation conditions of contact stabilization activated sludge process the nitrogen transformation processes was determined. The study was assessed in a lab scale system, treating a constant flow rate of 161 L·d⁻¹ with a HRT of 0.84 h in the contact reactor –CR and 4.11 h in the stabilization reactor – SR. The identified transformation processes in the system were mainly nitrification for CR and SR. In addition, it was evidenced that the secondary clarifier behaves as a complex unit that can be

divided in two zones (clarification zone and sludge concentration zone) where several processes may occur; in the clarification zone a nitrification process takes place due to the presence of dissolved oxygen coming from CR, whereas in the sludge concentration zone (clarifier bottom) different processes associated to anaerobic and/or anoxic conditions can occur (denitrification, NH₄⁺-N anaerobic oxidation).

Key words: Contact stabilization process, activated sludge, nitrogen transformation

RESUM

Amb la finalitat de realitzar una anàlisi exploratòria dels processos de transformació de nitrogen i generar eines per a l'optimització de les condicions operacionals del sistema de llots activats en la modalitat d'estabilització per contacte, s'estudia la transformació del nitrogen en un sistema a escala de laboratori, tractant un cabdal de 161 L·d⁻¹ amb un TRH de 0,84 h en el Reactor de Contacte (RC) i 4,11 h en el Reactor d'Estabilització (RE). Els processos de transformació del nitrogen identificats en el sistema són de nitrificació per al cas del RC i del RE, i s'evidencia addicionalment que el sedimentador secundari representa una unitat complexa que es pot dividir en dues zones: una de clarificació (superfície del sedimentador), on hi ha nitrificació com a resultat de la presència d'oxigen dissolt provinent del RC, i una zona de concentració de llot (fons del sedimentador), on poden donar-se processos associats a condicions anaeròbies i/o anòxiques (desnitrificació, oxidació anaeròbia del N present com a NH₄⁺).

Mots clau: Estabilització per contacte, Llots activats, Transformació de nitrogen

Autores para la correspondencia: *navasari1@gmail.com;
jenny.rodriguez@correounivalle.edu.co;
patricia.torres@correounivalle.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

Durante muchos años, para el control de la contaminación de los cuerpos de agua receptores de vertimientos, se diseñaron Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) para la reducción de materia orgánica carbonácea, pero en vista del estado crítico de contaminación que actualmente están presentando dichas fuentes de agua, se han establecido normas más estrictas relacionadas con el vertimiento de nutrientes, lo cual ha dado como resultado que las PTAR estén incorporando etapas para la eliminación de nutrientes, especialmente del nitrógeno (van der Graaf, 2001), por lo que se requiere un mayor conocimiento de los procesos biológicos que ocurren en los diferentes sistemas de tratamiento disponibles para que puedan ser optimizados. Para que esta nueva realidad no se traduzca en costos de tratamiento cada vez más elevados, es necesario que la investigación sea direccionada hacia el estudio y desarrollo de procesos que busquen además de mejorar la calidad del efluente final, menores recursos financieros.

Existe una gran cantidad de microorganismos y reacciones bioquímicas involucradas en la transformación de nitrógeno que hacen que sea complejo su entendimiento. Con los avances en la microbiología y en las técnicas de identificación de microorganismos, se han logrado identificar nuevas rutas de transformación que han permitido ampliar el conocimiento en torno al ciclo del nitrógeno y se han reportado nuevos procesos como la desnitrificación autótrofa y la oxidación anaerobia del amonio (NH_4^+) (van Loosdrecht y Jetten, 1998; Prescott *et al.* 2002).

En regiones con condiciones de clima tropical, es de vital importancia para el desempeño de sistemas aerobios de tratamiento de aguas residuales domésticas, que se tenga en cuenta el desarrollo de procesos de transformación del nitrógeno, ya que éstos pueden influir significativamente en el desempeño del sistema y afectar la calidad del efluente (van Haandel y Marais, 1999; van Haandel y van der Lubbe, 2007). El nitrógeno, especialmente en la forma de ion amonio es abundante en las aguas residuales domésticas y representa un riesgo cuando sus efluentes son vertidos en las fuentes superficiales, ya que puede generar el consumo del oxígeno disponible y favorecer la eutrofización (Jin *et al.*, 2008).

El sistema de lodos activados es ampliamente utilizado a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales; en él ocurren reacciones bioquímicas de reducción de materia orgánica carbonácea y bajo determinadas condiciones, pueden ocurrir transformaciones de materia orgánica nitrogenada (von Sperling, 1997). En regiones de clima templado, los procesos de transformación de nitrógeno únicamente se desarrollan cuando el sistema de lodos activados ha sido diseñado para tal fin. Por el contrario, en regiones de clima tropical, la alta temperatura hace que el desarrollo de estas transformaciones, principalmente de la nitrificación, sea inevitable; de esta forma, con la ocurrencia de la nitrificación, se presentará un competencia por el oxígeno entre las bacterias que oxidan material orgánico carbonáceo y las nitrificantes, trayendo como resultado que los dos procesos se desarrollen parcialmente, afectando negativamente la calidad del efluente final (van Haandel y Marais, 1999). El proceso de estabilización por contacto es una modalidad del sistema de lodos activados, basado en la capacidad de adsorción del floc biológico, en el que se presenta

una rápida captación del substrato coloidal hacia la biomasa microbiana debido a la adsorción física, seguido por la descomposición enzimática y uso del material soluble resultante (Grady *et al.*, 1999; Gujer y Jenkins, 1975b). El proceso consiste en mezclar el agua residual con lodo activo recirculado en un tanque aireado llamado Reactor de Contacto - RC, con $\text{TRH}_{\text{neto}} (V/Q)$ entre 0.5 y 2.0 h; en este lapso los componentes orgánicos son adsorbidos por el floc biológico y no existe realmente actividad metabólica, sino reducción por adsorción por parte del lodo, constituyéndose una etapa de clarificación del proceso (Benfield y Randall, 1981; Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2005). Después del periodo de contacto, el lodo es separado del efluente tratado por sedimentación y el lodo recirculado es aireado en el Reactor de Estabilización (RE), por periodos que pueden variar entre 2 y 6 h. Durante el periodo de estabilización, el material orgánico adsorbido se utiliza para producir nuevas células y energía, renovando las superficies activas del lodo para una posterior adsorción. En esta modalidad también es necesario que una porción de lodo sea desechada para mantener el tiempo de retención celular (TRC) adecuado y un nivel constante de sólidos suspendidos volátiles en el licor mixto (SSVLM). En la Figura 1 se presenta un esquema general de la modalidad de estabilización por contacto.

Gujer y Jenkins (1975b) desarrollaron un modelo cinético para la nitrificación en la modalidad de estabilización por contacto; los resultados generales evidenciaron que en esta modalidad se pueden presentar eficiencias de nitrificación entre el 44 y 77% para temperaturas entre 11 y 21°C en RC y tasas de recirculación entre el 54 y 125%. De acuerdo con estos investigadores, en RE la tasa de crecimiento de los microorganismos nitrificantes es independiente de la concentración de sustrato; por lo tanto, la mayor parte de los procesos de nitrificación se puede presentar en este reactor. Para optimizar estos procesos fueron incrementadas las tasas de recirculación de lodo, que favorecieron la incorporación de una mayor cantidad de N-NH_4^+ al RE y fueron mantenidas concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD) superiores a 4 mg.L^{-1} . Otros estudios realizados por Gujer y Jenkins (1975a) mostraron que a partir de la disminución en la concentración de OD en RC a valores menores a 2 mg.L^{-1} podría alcanzarse cier-



Figura 1. Modalidad de estabilización por contacto

Fuente: Adaptado de Benfield y Randall (1981)

Donde:

Q = Caudal del afluente	V_{RE} = Volumen del reactor de estabilización
Q_e = Caudal del efluente	X_{RC} = SSVLM del reactor de contacto
Q_w = Caudal de purga del lodo	X_{RE} = SSVLM del reactor de estabilización
S_o = Materia orgánica del afluente	X_r = SSV del lodo de recirculación
S_e = Materia orgánica del efluente	X_w = SSV del lodo de purga
V_{RC} = Volumen del reactor de contacto	R = Fracción de recirculación de lodo

to grado de desnitrificación, lo cual podría considerarse como una opción económicamente viable, puesto que reduciría considerablemente la necesidad de garantizar una fuente externa de carbono para el desarrollo de la desnitrificación.

Alexander *et al.* (1980) aplicaron el modelo cinético general para sistemas de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto, evidenciando para TRC de 6 y 10 d porcentajes de reducción de NTK del 73 y 74% y concentraciones de $N-NO_3^-$ de 27 y 23 $mg.L^{-1}$, respectivamente, mostrando la incidencia de los procesos de nitrificación en el sistema. Las principales variables operacionales que afectaron la tasa de nitrificación fueron la tasa de recirculación (R) y la fracción de sólidos en el reactor de contacto (Factor α). Al-Sa'ed y Zimmo (2004) evaluaron el desempeño de la modalidad de estabilización por contacto en términos de reducción de DQO y de eliminación de N y encontraron que puede presentar eficiencias de reducción de DQO del 85%, simultáneamente con eficiencias en los procesos de nitrificación y desnitrificación del 70 y 42 % respectivamente.

Dado que se ha evidenciado la ocurrencia de procesos de transformación de nitrógeno en la modalidad de estabilización por contacto y que ésta ha sido concebida para la reducción de materia orgánica carbonácea, este estudio tuvo como objetivo realizar un análisis exploratorio de los procesos de transformación de las diferentes formas de nitrógeno presentes en el agua residual, para identificar aspectos de diseño y operación tendientes a la optimización del desempeño del sistema.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación fue desarrollada en las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cañaveralero (PTAR-C), del municipio de Cali. Para la evaluación del sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto se utilizó un sistema a escala de laboratorio construido en acrílico transparente de 5 mm de espesor, compuesto por un RC de 5.60 L, un RE de 8.76 L y un sedimentador secundario (SS) de 17.25 L. En la Figura 2 se presenta un esquema general del sistema.

2.1 Agua residual

Para la alimentación del sistema se utilizó agua residual afluyente a la PTAR-C, la cual fue sometida a un tratamiento preliminar (rejillas y desarenación) y clarificación primaria. En la Tabla 1 se presenta la caracterización fisicoquímica del agua residual afluyente al sistema a escala de laboratorio, la cual fue llamada "Efluente primario - EP".

Tabla 1. Características fisicoquímicas del agua residual afluyente al sistema

Variable	Valor
pH (unidades)	5.19 – 6.84
Alcalinidad total ($mgCaCO_3.L^{-1}$)	204 ± 49
DQO total ($mg.L^{-1}$)	247 ± 189
DQO filtrada ($mg.L^{-1}$)	221 ± 174
SST ($mg.L^{-1}$)	82 ± 112
SSV ($mg.L^{-1}$)	65 ± 80
Nitrógeno Amoniacal Total - N-NAT ($mg.L^{-1}$)	29 ± 7
Nitritos - $N-NO_2^-$ ($mg.L^{-1}$)	0.396 ± 1.183
Nitratos - $N-NO_3^-$ ($mg.L^{-1}$)	1.088 ± 0.676
Ortofosfatos - PO_4^{-3} ($mg.L^{-1}$)	2.885 ± 0.718

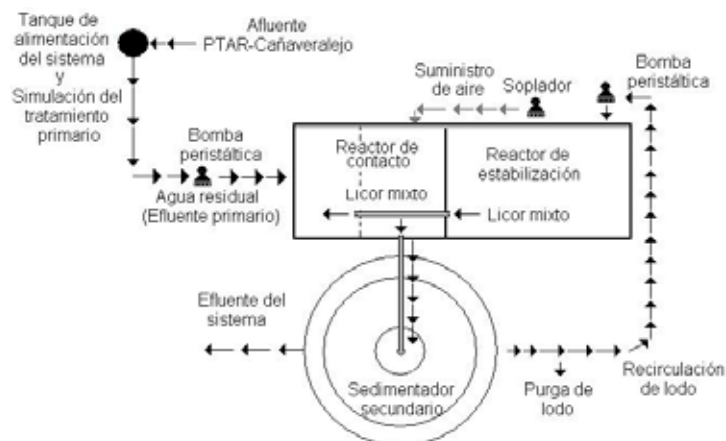


Figura 2. Esquema general del sistema

2.2 Operación, seguimiento y evaluación

Las condiciones operacionales del sistema fueron definidas de acuerdo con los resultados obtenidos en investigaciones previas (UNIVALLE-EMCALI, 2007). El sistema fue operado con un TRH de 0.84 h en RC, 4.11 h en RE y una tasa de recirculación (R) del 31%, que correspondieron a un caudal afluyente (Q_A) de $161L.d^{-1}$ y un caudal de recirculación (Q_R) de $50.4 Ld^{-1}$. En la Tabla 2 se presentan los valores promedio de las principales variables operacionales del sistema. Para el seguimiento y evaluación del sistema se tomaron muestras puntuales en: Efluente primario (EP), Efluente del sistema (ES), Licor mixto del Reactor de contacto (RC) y del Reactor de estabilización (RE), Recirculación (REC) y Purga de lodo. Las transformaciones del nitrógeno fueron analizadas teniendo en cuenta el comportamiento de las cargas de Nitrógeno Amoniacal Total ($N-NAT = N-NH_3 + N-NH_4^+$), Nitritos ($N-NO_2^-$) y Nitratos ($N-NO_3^-$) afluyente y efluente de cada una de las unidades que conforman el sistema. Las concentraciones de nitrógeno fueron medidas en la fracción líquida que sería recirculada en el sistema y descargada en el efluente, no se consideró la fracción incorporada en la biomasa.

Las variables medidas fueron pH, Temperatura, OD, DQO Total, SST, SSV, N-NAT, $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$, los cuales fueron realizados según el Standard Methods (2005).

Tabla 2. Variables operacionales del sistema

Variable	Valor
TRC (d)	4.8 ± 3.1
SSVLM RC ($mg.L^{-1}$)	942 ± 472
SSVLM RE ($mg.L^{-1}$)	1968 ± 1393
SSV REC ($mg.L^{-1}$)	1735 ± 993
COV ($kgDQO.(m^3.d)^{-1}$)	2.72 ± 2.14
A/M ($kgDQO.(kgSSV.d)^{-1}$)	2.6 ± 2.7
Factor α	0.28 ± 0.13
Eficiencia de reducción DQO Total (%)	65 ± 20

TRC: Tiempo de retención celular, SSVLM: Sólidos suspendidos volátiles en el licor mixto, COV: Carga orgánica volumétrica, A/M: Relación Alimento-Microorganismos, Factor α : Fracción de sólidos en RC

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Variación del nitrógeno en el sistema

Como se aprecia en la Figura 3 en todas las unidades se presentaron diferentes concentraciones de N-NAT, $N-NO_2^-$

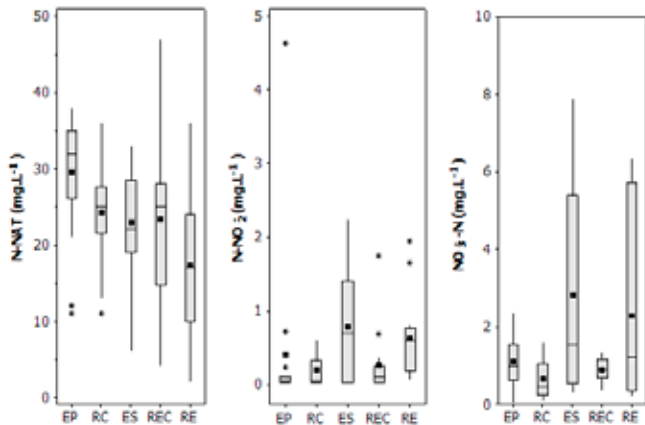


Figura 3. Variación de la concentración de nitrógeno en el sistema

y $N-NO_3^-$; lo que evidenció que el nitrógeno en el sistema lleva una dinámica asociada principalmente a procesos de nitrificación, reflejado en la disminución de la concentración de $N-NAT$ y en el incremento de las concentraciones de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$.

3.1.1. Variación de nitrógeno en RC

En RC predominaron procesos de nitrificación y asimilación de $N-NAT$, lo cual se reflejó en la disminución de la carga de $N-NAT$ de ingreso (Figura 4). Por otro lado, fueron reportados algunos valores donde la carga de $N-NAT$ de salida fue mayor a la carga de $N-NAT$ de ingreso, los cuales fueron asociados con procesos de amonificación, que podrían estar relacionados con la presencia de espacios muertos por posibles problemas hidráulicos del reactor, que generaron acumulación y posterior descomposición de material orgánico. Además de posibles problemas hidráulicos del RC, para que ocurriera la descomposición del material orgánico y se favorecieran procesos de amonificación, serían necesarias condiciones anaerobias en el sistema o el predominio de hongos u otros organismos descomponedores (que usualmente predominan a pH bajos). En algunas ocasiones, con el incremento de la Carga Orgánica Volumétrica aplicada (COV), se presentaron concentraciones bajas de OD en RC, favoreciendo la aparición de microorganismos filamentosos en el sistema y ocasionando que el lodo adquiriera una coloración oscura

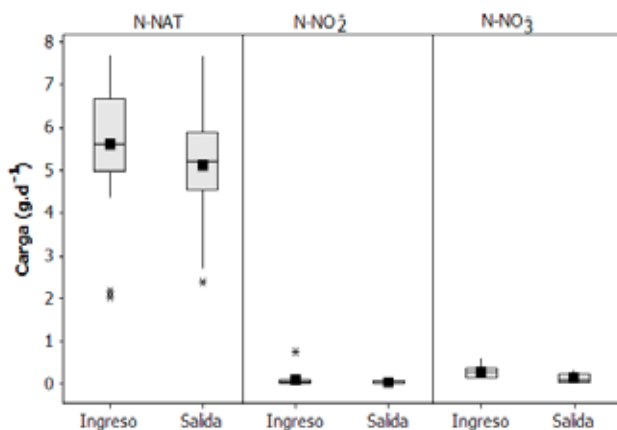


Figura 4. Carga de nitrógeno en el reactor de contacto

y un olor desagradable; no obstante, en términos generales, las condiciones ambientales fueron adecuadas para sistemas aerobios. Sin embargo, no es posible descartar la existencia de zonas anaerobias en el reactor que puedan favorecer otros procesos de transformación del nitrógeno.

En cuanto al contenido de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$, como resultado de la nitrificación se esperaba observar su incremento en la carga de salida; esto no pudo observarse debido posiblemente a las condiciones mencionadas anteriormente (espacios muertos y bajas concentraciones de OD) las cuales pudieron favorecer algún tipo de transformación del $N-NO_3^-$ o inclusive del $N-NAT$.

Las relaciones entre la carga de entrada y de salida, mostraron que para esta unidad entre el 1 y el 45% de la carga de $N-NAT$ que ingresó al RC (entre 0.047 y 2.171 $g.d^{-1}$) fue utilizada para la asimilación y nitrificación, por lo cual se esperaba un incremento en la concentración de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$; sin embargo, se presentó una reducción de su contenido entre 0.005 y 0.620 $g.d^{-1}$ para los $N-NO_2^-$ y entre 0.054 y 0.507 $g.d^{-1}$ para $N-NO_3^-$; lo que corrobora la posible ocurrencia de procesos que generaron la reducción de los $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$.

3.1.2. Variación de nitrógeno en SS

Para el SS se debe considerar que esta unidad presenta dos zonas, una de clarificación, cuya salida es el efluente del sistema y otra de concentración de lodo donde la salida es la recirculación y purga de lodo. Es importante anotar que la carga de entrada a esta unidad es la proveniente de RC y la carga de salida corresponde a la carga del ES y de la REC.

En la Figura 5 se presentan las cargas de entrada y salida en las dos zonas del SS. En la zona de clarificación se observó la disminución de la carga de $N-NAT$ y el incremento en la carga de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ a la salida, lo cual se atribuyó a la ocurrencia de nitrificación, favorecida por la presencia de OD proveniente de RC y del intercambio de oxígeno atmosférico.

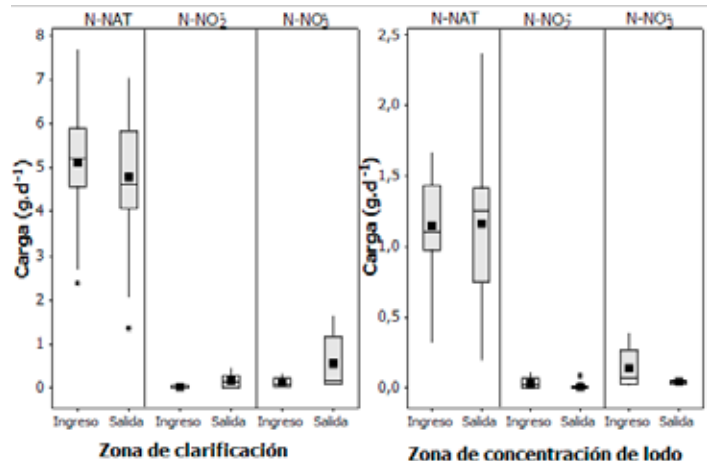


Figura 5. Carga de nitrógeno en el sedimentador secundario

En esta zona se presentó una reducción de carga de $N-NAT$ entre 0.060 y 2.705 $g.d^{-1}$, equivalentes a porcentajes de reducción entre el 1 y 55%. La carga de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ presentó incrementos entre 0.033 y 0.396 $g.d^{-1}$ y entre 0.056 y 1.577 $g.d^{-1}$ respectivamente.

En el fondo del SS se presentaron eventos tanto de disminución como de incremento en la carga de salida de

N-NAT y una reducción en la carga $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$; dado que es una zona donde la disponibilidad de OD es nula y existe presencia de Nitrógeno orgánico (N-Norg) en la biomasa, es posible que se presentaran procesos de amonificación que generaron el incremento de la carga de N-NAT; no obstante, la presencia de $N-NO_2^-$ también pudo generar una posible ocurrencia de procesos de oxidación anaerobia del $N-NH_4^+$ (anammox), reflejada en algunos valores de reducción del N-NAT. Adicionalmente, la reducción de la carga $N-NO_3^-$ evidenció posible desnitrificación, corroborando las afirmaciones de van Haandel y Marais (1989) y Ferraz de Abreu (2005).

En los eventos donde se reportaron aumentos de carga de N-NAT, se presentaron incrementos entre 0.005 y 1.347 $g.d^{-1}$ y en aquellos donde se presentaron disminuciones se presentaron valores entre 0.009 y 0.910 $g.d^{-1}$. Para las cargas de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ se presentaron reducciones entre 0.006 y 0.110 $g.d^{-1}$ y entre 0.049 y 0.400 $g.d^{-1}$ respectivamente.

La posible ocurrencia de diferentes procesos de transformación de nitrógeno, muestra la complejidad del SS, puesto que la zonificación de esta unidad, relacionada con la presencia de diferentes ambientes, pueden favorecer la descomposición del lodo y procesos de transformación de materia orgánica carbonácea y nitrogenada.

3.1.3. Variación de nitrógeno en RE

En RE se observó una clara tendencia a la predominancia de procesos de nitrificación, puesto que se presentó una reducción en la carga de N-NAT y un incremento en la carga de $N-NO_3^-$ a la salida, tal como se muestra en la Figura 6.

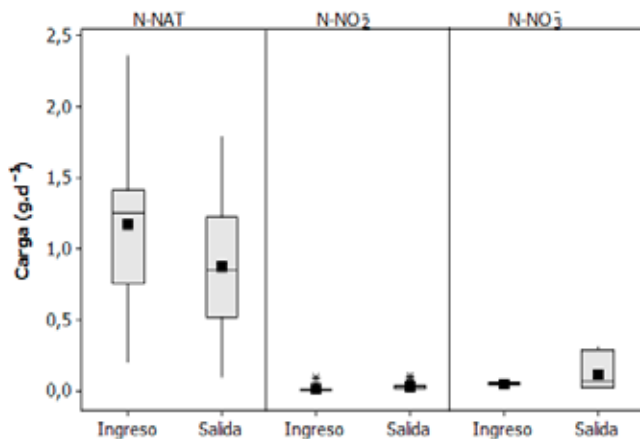


Figura 6. Carga de nitrógeno en el reactor de estabilización

En términos generales, se presentó una reducción promedio de la carga de N-NAT en un $38 \pm 25\%$, equivalente a consumos de carga en un rango entre 0.015 y 4.847 $g.d^{-1}$. El consumo de carga N-NAT se vio reflejado en aumentos de la carga de salida de $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$, cuyos valores se incrementaron en rangos entre 0.013 y 0.297 $g.d^{-1}$ para $N-NO_2^-$ y entre 0.007 y 0.845 $g.d^{-1}$ para $N-NO_3^-$.

3.2 Nitrificación

El proceso de transformación de nitrógeno que predominó en el sistema fue la nitrificación, evidenciado en la disminución de la carga de N-NAT y el incremento de la

carga de $N-NO_3^-$ en el efluente con respecto a la carga del afluente (Figura 7).

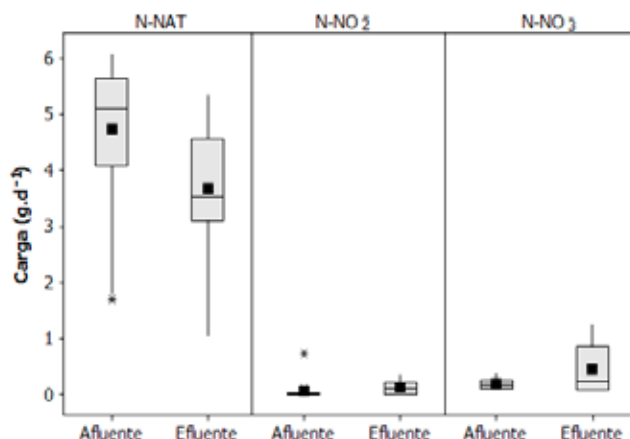


Figura 7. Carga de nitrógeno afluente y efluente del sistema

A pesar de que las condiciones operacionales evaluadas fueron establecidas para la eliminación de DQO, se logró una reducción promedio de la carga de N-NAT alrededor del 25%, lo cual está acorde con van Haandel y Marais (1999) y van Haandel y van der Lubbe (2007), quienes afirman que para países de clima tropical, mientras exista un elevado contenido de N-NAT y disponibilidad de oxígeno, en sistemas de lodos activados concebidos para la reducción de materia orgánica carbonácea podrán ocurrir simultáneamente procesos de nitrificación.

Respecto a la eficiencia de reducción de N-NAT en cada reactor, la Figura 8 refleja que RC presentó los menores valores en comparación con RE; esto podría estar relacionado con el contenido de materia orgánica carbonácea en cada reactor, puesto que en RC se mantiene un alto contenido (relación DQO/N-NAT promedio de 8 ± 6) aportado por el agua residual afluente al sistema, lo cual puede afectar la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes (Carrera *et al.*, 2003). En RE se presentó el ingreso de una menor cantidad de materia orgánica carbonácea en la fracción líquida (relación DQO/N-NAT promedio de 4 ± 2), una vez que la materia orgánica disponible para los microorganismos está incorporada en la fase sólida (biomasa), este aspecto coincidió con una mayor eficiencia en la reducción

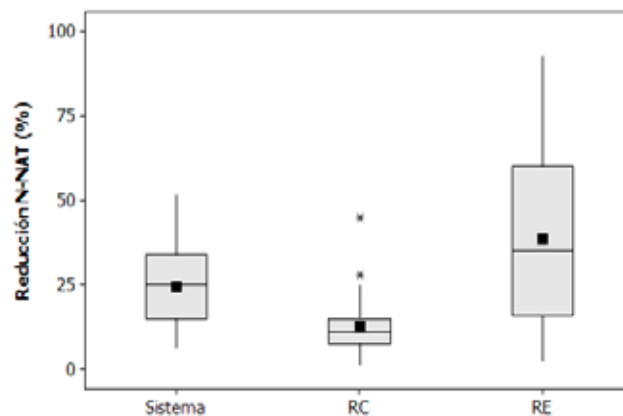


Figura 8. Eficiencias en la reducción de N-NAT

de N-NAT, debido posiblemente a que allí se presentó una menor competencia entre los microorganismos autótrofos y heterótrofos, favoreciendo el crecimiento de bacterias nitrificantes, lo que coincide con lo que afirman Gujer y Jenkins (1975b) acerca de que en RE es donde se presentan mejores condiciones para el desarrollo de la nitrificación.

En general, en todas las unidades que hacen parte del sistema, se presentaron diferentes concentraciones de N-NAT, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ y se evidenció que ocurrieron procesos de nitrificación. Aunque en la mayoría de los casos, la nitrificación no fue significativa, y los otros procesos observados fueron muy incipientes, es evidente que los procesos de transformación de nitrógeno siguen una dinámica, que puede permitir la optimización de su transformación y mejorar el desempeño del sistema.

4. CONCLUSIONES

En la modalidad de estabilización por contacto, aún cuando el sistema fue operado para la reducción de materia orgánica carbonácea se presentaron simultáneamente procesos de transformación de nitrógeno, siendo la nitrificación el proceso de transformación de nitrógeno con mayor incidencia en el sistema.

En el reactor de contacto debido a la cantidad de materia orgánica carbonácea presente, la nitrificación evidenciada fue muy incipiente; adicionalmente, el comportamiento hidráulico del reactor permitió la aparición de microzonas anaerobias y acumulación de biomasa, que favorecieron su descomposición, propiciando otros procesos de transformación de nitrógeno, resultados que dan indicios de que a través de modificaciones en la configuración de la unidad es posible favorecer procesos que permitan la eliminación de nitrógeno del sistema.

El sedimentador secundario representa una unidad compleja donde pueden ocurrir diversos procesos de transformación de nitrógeno; en su superficie, debido a concentraciones de oxígeno disuelto provenientes de RC pueden presentarse procesos de nitrificación, y en el fondo, debido a la acumulación de sólidos y a la presencia conjunta de N-NAT y N-NO₂⁻ se pueden presentar procesos de desnitrificación y de oxidación anaerobia del N-NH₄⁺ respectivamente. En el reactor de estabilización predominaron procesos de nitrificación, lo que permite afirmar que en esta unidad se presenta la mayor tasa de nitrificación del sistema, favorecido en gran medida por un menor contenido de materia orgánica carbonácea que favoreció el crecimiento de las bacterias nitrificantes.

AGRADECIMIENTOS

La investigación fue financiada por la International Foundation for Science (IFS), Sweden (IFS Grant W/4673-1) y la Universidad del Valle, Colombia

BIBLIOGRAFÍA

1. Al-Sa'ed, R. y Zimmo, O. (2004). Process performance evaluation of the contact stabilization system at Birzeit University. *International Journal of Environment and Pollution*, 21, 511-518.
2. Alexander, W.V., Ekama, G.A. y Marais, G.R. (1980) The activated sludge process part 2. Application of

the general kinetic model to the contact stabilization process. *Water Research*, 14, 1737-1747.

3. Benefield, L. y Randall, C. (1981). *Biological process design for wastewater treatment*. Englewood: Prentice Hall Inc.
4. Carrera, J., Baeza, J.A., Vicent, T. y Lafuente, J. (2003). Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research*, 37, 4211-4221.
5. Ferraz de Abreu, A., Cavalcanti, Y. S., Guimarães, P., van Haandel, A. (2001). Uso da respirometria para a determinação experimental da cinética de nitrificação. *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
6. Grady, C.P.L., Daigger, G.T. y Lim, H.C. (1999). *Biological wastewater treatment*. (2nd ed.) New York: Marcel Dekker. 1076p.
7. Gujer, W. y Jenkins, D. (1975a). The contact stabilization activated sludge process--oxygen utilization, sludge production and efficiency. *Water Research*, 9, 553-560.
8. Gujer, W. y Jenkins, D. (1975b). A nitrification model for the contact stabilization activated sludge process. *Water Research*, 9, 561-566.
9. Jin R.-C., Zheng P., Hu A.-H., Mahmood Q., Hu B.-L. y Jilani G. (2008). Performance comparison of two anammox reactors: SBR and UBF. *Chemical Engineering Journal*. 138, 224-230.
10. Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. (4th edn.) New York: McGraw-Hill. 1819p.
11. Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales. Teoría y diseño*. Asociación Colombiana de Ingeniería-ACODAL. 407p.
12. Prescott, L.M., Harley, J.P. y Klein, D.A. (2002). *Microbiology* (5th edn.) New York: McGraw-Hill, (Chapter 28).
13. Standard methods. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. (21th edn.). Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation (APHA, AWWA and WEF).
14. UNIVALLE-EMCALI. (2007). Estudio de evaluación para el tratamiento del efluente de la PTAR Cañaveralejo a través de dos opciones secundarias convencionales. Informe final Fase II. Santiago de Cali, Colombia: Universidad del Valle, EMCALI EICE ESP.
15. van der Graaf, J.H.J.M. (2001). What do after nutrient removal?. *Water Science and Technology*, 44(1), 129 - 135.
16. van Haandel, A. y Marais, G. (1999). *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação*. Campina Grande, Brasil: Epgraf. 488p.
17. van Haandel, A. y van der Lubbe, J. (2007). *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*. Leidschendam, The Netherlands: Quist Publishing. 533p.
18. van Loosdrecht, M.C.M. y Jetten, M.S.M. (1998). Microbiological conversions in nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 38, 1-7.
19. von Sperling (1997). Principios do tratamento biológico de águas residuárias. Lodos ativados (Volume 4). Departamento de engenharia sanitária e ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Brasil. 416p.