

---

# APLICABILIDAD DEL PROCESO DE NITRITACIÓN/DESNITRITACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO

---

Suher Carolina Yabroudi, Pedro Alem Sobrinho, Dione Mari Morita,  
Luciano Matos Queiroz y Mailer Amaral

## RESUMEN

Se estudió el proceso de nitrificación/desnitrificación biológica en la remoción de materia orgánica y nitrógeno en lixiviado de relleno sanitario, empleando un reactor de lodo activado operado por cargas secuenciales. Los ciclos de tratamiento se encontraban conformados por una fase anóxica y una fase aerobia, donde fueron determinadas las condiciones para la oxidación de la carga de N afluente y el predominio de la concentración de nitrito al final del periodo aerobio de los ciclos de tratamiento, así como la utilización de la materia orgánica presente en el lixiviado como fuente de carbono para los organismos desnitrificantes durante la etapa anóxica. Las eficiencias de remoción de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> al final del proceso anóxico (48h) variaron entre 14 y 30% indicando baja disponibilidad de materia orgánica biodegradable en el lixiviado bruto. En cuanto a la acumulación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> al final de la fase aerobia (48h) de los ciclos de tratamiento no se registró desequilibrios, alcanzando eficiencias de remoción de N amoniacal de 100% y tasas de nitrificación específicas entre 0,095 y 0,158kg N-NH<sub>3</sub>/kg SSV por día, demostrando la aplicabilidad de la nitrificación por la vía simplificada en el tratamiento de efluentes con baja relación C/N.

Se estudió el proceso de nitrificación/desnitrificación biológica en la remoción de materia orgánica y nitrógeno en lixiviado de relleno sanitario, empleando un reactor de lodo activado operado por cargas secuenciales. Los ciclos de tratamiento se encontraban conformados por una fase anóxica y una fase aerobia, donde fueron determinadas las condiciones para la oxidación de la carga de N afluente y el predominio de la concentración de nitrito al final del periodo aerobio de los ciclos de tratamiento, así como la utilización de la materia orgánica presente en el lixiviado como fuente de carbono para los organismos desnitrificantes durante la etapa anóxica. Las eficiencias de remoción de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> al final del proceso anóxico (48h) variaron entre 14 y 30% indicando baja disponibilidad de materia orgánica biodegradable en el lixiviado bruto. En cuanto a la acumulación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> al final de la fase aerobia (48h) de los ciclos de tratamiento no se registró desequilibrios, alcanzando eficiencias de remoción de N amoniacal de 100% y tasas de nitrificación específicas entre 0,095 y 0,158kg N-NH<sub>3</sub>/kg SSV por día, demostrando la aplicabilidad de la nitrificación por la vía simplificada en el tratamiento de efluentes con baja relación C/N.

## Introducción

Cerca de 2×10<sup>6</sup>ton de residuos domésticos por día son generados a nivel mundial, lo que equivale a ~0,7kg/día por habitante de un área urbana, siendo los rellenos sanitarios la opción más empleada y viable de disponer estos residuos en la realidad de la mayoría de los países latinoamericanos. La operación de un relleno sanitario puede ser descrita de manera simple como un conjunto de actividades que contempla colocar los residuos en capas sobre el suelo, compactarlo y posteriormente cubrirlo con tierra al final de cada día de operación. Una vez depositados en el relleno los residuos se descomponen a través de una combinación de procesos

físicos, químicos y biológicos, originando subproductos sólidos, líquidos y gaseosos (Qasim y Chiang, 1994; Mcbean, Rovers y Furkuhar, 1995; Assis, 1999; IPT/CEMPRE, 2000; Christensen *et al.*, 2001; Ding *et al.*, 2001; Jucá, 2002; Massukado, 2004; Ramos, 2004).

La fracción líquida, denominada lixiviado, es un líquido de color oscuro y olor desagradable, producto de la descomposición de los residuos depositados en el relleno en conjunto con la humedad contenida en estos y el aporte de las precipitaciones que percola a través de la masa de residuos arrastrando consigo los productos de la descomposición, transformando al lixiviado en una matriz acuosa de extrema

complejidad y elevado poder contaminante. Ello hace necesario su colecta, almacenamiento y posterior tratamiento, ya que el impacto que produce en el medio ambiente es pronunciado. El lixiviado constituye una fuente de polución de aguas superficiales y subterráneas, dadas las altas concentraciones de materia orgánica y N amoniacal que pueden alterar y consumir O<sub>2</sub> del medio acuático, causar toxicidad a la vida acuática, y provocar el fenómeno de eutrofización (Randall *et al.*, 1995; Van Benthum, 1998; Paschoalato, 2000; Stroot *et al.*, 2001; El Fadel *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002; Howarth, 2004).

Recientemente se han aplicado rutas biológicas alternativas para la remoción de N y

materia orgánica de aguas residuales de composición compleja y baja relación C/N (como el caso del lixiviado de relleno sanitario), donde utilizan el nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) como forma oxidada predominante de N en la etapa aerobia del proceso, denominada nitrificación. Esto resulta en una economía significativa en las dimensiones de los sistemas de aeración al ser reducida la demanda de O<sub>2</sub> para nitrificación, así como la demanda de energía para la reducción de nitrito a nitrógeno gaseoso (N<sub>2</sub>) por las bacterias heterotróficas, durante la desnitrificación. Esta alternativa es denominada nitrificación/desnitrificación simplificada, o vía corta, siendo el objetivo de la presente investigación evaluar la aplicabilidad de este proceso

---

## PALABRAS CLAVE / Lixiviado / Nitrificación-Desnitrificación / Nitrito / Nitrógeno Amoniacal / Relleno Sanitario /

Recibido: 29/04/2010. Modificado: 08/10/2010. Aceptado: 09/11/2010.

**Suher Carolina Yabroudi.** Ingeniero Químico y Maestría en Ingeniería Química, La Universidad del Zulia (LUZ), Venezuela. Estudiante de Doctorado, Escuela Politécnica, Universidade de São Paulo (USP), Brasil. Profesora, LUZ, Venezuela. Dirección: Laboratorio de Saneamiento, Departamento de Ingeniería

Hidráulica y Sanitaria, Escuela Politécnica, USP, São Paulo, Brasil. e-mail: yabroudic@yahoo.com

**Pedro Alem Sobrinho.** Ingeniero Civil, Maestría en Salud Pública y Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Sanitaria, USP, Brasil. Profesor, USP, Brasil.

**Dione Mari Morita:** Ingeniero Civil, Universidade Presbiteriana Mackenzie, Brasil. Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Sanitaria, USP, Brasil. Profesora, USP, Brasil.

**Luciano Matos Queiroz:** Ingeniero Civil, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Brasil. Doctorado en Ingeniería Hi-

dráulica y Sanitaria, USP, Brasil. Profesor, UFBA, Brasil.

**Mailer Amaral:** Ingeniero Civil, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Brasil. Maestría en Ingeniería Hidráulica y Sanitaria, USP, Brasil. Ingeniero de Obras, Prefeitura de Guarulhos. São Paulo, Brasil.

## APPLICABILITY OF THE NITRITATION/DENITRITATION PROCESS IN THE TREATMENT OF A LANDFILL LEACHATE

Suher Carolina Yabroudi, Pedro Alem Sobrinho, Dione Mari Morita, Luciano Matos Queiroz and Mailer Amaral

### SUMMARY

The biological nitrification/denitrification process in the removal of organic matter and nitrogen in a landfill leachate was studied, using an activated sludge sequencing batch reactor. Treatment cycles were formed by an anoxic and an aerobic phases, in which the conditions for oxidation of the influent N load and the prevalence of nitrite concentration at the end of aerobic treatment cycles were determined, as well as the use of organic matter present in the leachate as a carbon source for denitrifying organisms in the anoxic stage. The removal efficiencies of

$N-NO_2^-$  at the end of the anoxic process (48h) ranged between 14 and 30%, indicating low availability of biodegradable organic matter in the leachate. As for the accumulation of  $N-NO_2^-$  at the end of the aerobic phase (48h) of treatment cycles, imbalances were not observed, while 100% removal efficiencies of N and specific nitrification rates from 0.095 to 0.158kgN-NH<sub>3</sub>/kgSSV per day were recorded, demonstrating the applicability of simplified nitrification in the treatment of effluents with low C/N ratios.

## APLICABILIDADE DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO/DESNTRIFICAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Suher Carolina Yabroudi, Pedro Alem Sobrinho, Dione Mari Morita, Luciano Matos Queiroz e Mailer Amaral

### RESUMO

Estudou-se o processo de nitrificação/desnitrificação biológica na remoção de matéria orgânica e nitrogênio em lixiviado de aterro sanitário, empregando um reator de lodo ativado operado por cargas sequenciais. Os ciclos de tratamento se encontram conformados por uma fase anóxica e uma fase aeróbia, onde foram determinadas as condições para a oxidação da carga de N afluente e o predomínio da concentração de nitrito no final do período aeróbio dos ciclos de tratamento, assim como a utilização da matéria orgânica presente no lixiviado como fonte de carbono para os organismos desnitrificantes durante

a etapa anóxica. As eficiências de remoção de  $N-NO_2^-$  no final do processo anóxico (48h) variaram entre 14 e 30% indicando baixa disponibilidade de matéria orgânica biodegradável no lixiviado bruto. Quanto à acumulação de  $N-NO_2^-$  no final da fase aeróbia (48h) dos ciclos de tratamento não se registrou desequilíbrios, alcançando eficiências de remoção de N amoniacal de 100% e taxas de nitrificação específicas entre 0,095 e 0,158kg N-NH<sub>3</sub>/kg SSV por dia, demonstrando a aplicabilidade da nitrificação pela via simplificada no tratamento de afluentes com baixa relação C/N.

biológico en el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario.

### Materiales y Métodos

Se empleó lixiviado proveniente del relleno sanitario São João, ubicado en la zona este del Municipio São Paulo, Estado de São Paulo, Brasil, el cual inició operaciones en el año 1992, finalizando sus actividades en octubre 2007. Durante su vida útil recibió 27,9×10<sup>6</sup>ton de residuos sólidos, siendo el caudal de lixiviado generado en los últimos meses de ~1800m<sup>3</sup>/día. La Tabla I muestra los valores medios de los parámetros analizados en la caracterización del lixiviado utilizado.

### Descripción general

El punto de partida fue estudiar la remoción biológica de nitrógeno y materia orgánica

vía nitrificación/desnitrificación en un reactor de lodo activado operado por cargas secuenciales alimentado con lixiviado de relleno sanitario. A lo largo del estudio se operó el reactor con el fin de observar y analizar la acumulación de nitrito al final de la etapa de aireada

de los ciclos de tratamiento, así como la utilización de la materia orgánica presente en el lixiviado como única fuente de carbono para desnitrificación durante la etapa anóxica, para lo cual fueron evaluados seis ciclos de tratamiento. Los resultados permitirán ajustar las

condiciones operacionales de las próximas etapas del estudio, tales como razón de dilución, tasas de aplicación volumétricas, duración de las etapas anóxica y aireada, necesidad de post-tratamiento y adición de una fuente externa de carbono para lograr la reducción biológica de todo el nitrógeno oxidado a nitrógeno gaseoso.

### Sistema de tratamiento

Se operó un reactor de lodo activado por cargas secuenciales de 70lit, construido en acrílico con dimensiones internas de 42×42×66cm. Completaban el sistema un medidor portátil de O<sub>2</sub> disuelto, un medidor de pH, un sistema de dispersión de aire en la masa de líquido conformado por piedras poro-

TABLA I  
CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO  
DEL RELLENO SANITARIO SÃO JOÃO, SÃO PAULO, BRASIL

Parámetro	Número de datos	Valor mínimo	Valor máximo	Média ±desvío padrón
pH	20	7,91	8,50	8,23 ±0,12
Alcalinidad total (mgCaCO <sub>3</sub> ·l <sup>-1</sup> )	20	8400	9880	9203 ±440
DQO (mg·l <sup>-1</sup> )	20	1400	9600	5829 ±1497
DBO (mg·l <sup>-1</sup> )	20	483	2909	1511 ±568
COT (mg·l <sup>-1</sup> )	20	845	3475	2169 ±898
DBO/DQO	20	0,06	0,74	0,32 ±0,19
NKT (mg·l <sup>-1</sup> )	20	1344	2610	2086 ±448
N-NH <sub>3</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )	20	1131	2296	1861 ±405
Nitrito (mg·l <sup>-1</sup> )	20	-	-	nd
Nitrato (mg·l <sup>-1</sup> )	20	-	-	nd
ST (mg·l <sup>-1</sup> )	20	7580	11627	10608 ±820

nd: no detectable (límite mínimo de detección del método analítico: 5µg·l<sup>-1</sup>)

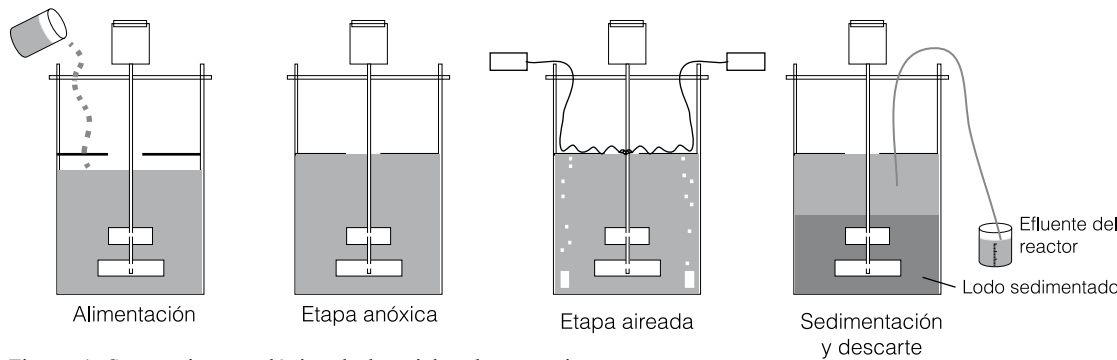


Figura 1. Secuencia cronológica de los ciclos de tratamiento

sas similares a las empleadas en acuarios domésticos, un agitador mecánico con potencia de 12HP, compresores de aire con potencia de 20W y caudal de 30lit de aire/min. El inoculo (lodo) utilizado para dar partida al sistema fue obtenido de la línea de retorno del decantador de uno de los sistemas de lodos activados de la estación de tratamiento de aguas residuales Barueri, localizada en la ciudad de São Paulo, Brasil, con capacidad de tratar  $9500l \cdot s^{-1}$  de agua residual, siendo el caudal de tratamiento actual de  $7000l \cdot s^{-1}$ . El período de adaptación de la biomasa se prolongó por 3 meses, considerándose completamente aclimatada cuando se logró mantener la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el reactor en  $\sim 2000mg \cdot l^{-1}$ , así como la inhibición del proceso de nitratación, predominando el nitrito como forma oxidada de nitrógeno.

La rutina operacional ilustrada en la Figura 1, comprendía: 1) la alimentación del sistema con lixiviado en una razón de 10% (7lit de lixiviado para 70lit de volumen del reactor); esto permite usar la dilución para controlar la concentración de poluentes al inicio de la etapa de reacción anóxica, lo que garantiza cierta estabilidad al proceso de tratamiento, evitando la ocurrencia de fenómenos de inhibición de la biomasa debido a la toxicidad de elevadas concentraciones de nitrógeno presentes en el lixiviado; como consecuencia de esta condición

operacional, la cinética del proceso de biodegradación de los compuestos es controlada por la concentración de poluentes finalizada la etapa de llenado del reactor, a lo que hay que sumar la influencia de las tasas de aplicación volumétricas y la dilución; 2) la etapa anóxica, manteniéndose una agitación lenta que permitió una mezcla completa del líquido en el interior del reactor, con la finalidad de reducir toda la masa de nitrógeno oxidado en la forma de nitrito ( $NO_2^-$ ) a nitrógeno gaseoso (desnitrificación); y 3) la etapa de aireación, manteniendo una concentración de  $O_2$  disuelto en el interior del reactor de  $\sim 2mg \cdot l^{-1}$ , con la finalidad de oxidar el nitrógeno a nitrito hasta niveles no detectables por el método analítico empleado, punto en el que era detenida la aireación y se procedía a dejar sedimentar la masa biológica por  $\sim 30min$ . Para cumplir los objetivos planteados se realizaron mediciones de temperatura y análisis de nitrógeno total (NKT), nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3$ ), nitritos ( $N-NO_2^-$ ), nitratos ( $N-NO_3^-$ ), identificación de la actividad y cuantificación de organismos nitrificantes, carbono orgánico total (COT), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), pH,  $O_2$  disuelto, alcalinidad, sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), siguiendo la metodología descrita en APHA (2005). No se efectuó descarte de lodo del sistema, salvo el requerido

para la realización de los análisis, lo que garantiza edades de lodo elevadas, entre 100 y 150 días, valores recomendados para el tratamiento de efluentes con presencia de altas concentraciones de compuestos recalcitrantes (Gorska *et al.*, 1997; Akerman, 2005).

## Resultados y Discusión

La composición del lixiviado formado en un relleno sanitario es compleja y depende de diversos factores, tales como las condiciones ambientales (clima, temperatura, régimen de lluvias), la composición de los residuos enterrados, la forma de operación del relleno, el tipo de suelo y, principalmente, de la dinámica de los procesos de descomposición que ocurren en el interior de las células del relleno y que definen la edad del mismo. Estos factores deben ser considerados al analizar las características presentadas en las Tablas I y II del lixiviado utilizado, proveniente del relleno sanitario São João. Para los ciclos de tratamiento estudiados, el lixiviado presentó valores medios de DBO, DQO y COT de 1150, 6000 y  $1600mg \cdot l^{-1}$ , respectivamente. La relación DQO/DBO osciló entre 0,69 y 0,15 sugiriendo un lixiviado con bajas concentraciones de sustancias fácilmente biodegradables como ácidos grasos, por lo que existe un empobrecimiento de substratos solubles y cantidades relativamente altas de combinaciones entre ácidos húmicos y fúlvicos.

Por ello puede ser considerado como un lixiviado proveniente de un relleno viejo en fase metanogénica de estabilización, donde la razón de producción de metano es máxima y la materia orgánica débilmente biodegradable pasa por un lento proceso de metabolización, formando moléculas complejas de alto peso molecular. Otros indicativos son valores elevados de NKT

( $2065mg \cdot l^{-1}$ ) y nitrógeno amoniacal ( $1874mg \cdot l^{-1}$ ) propios del lixiviado estabilizado como consecuencia del prolongado proceso de degradación que ocurre en el relleno que lleva a la liberación de nitrógeno asociado a la materia orgánica, así como altas concentraciones de sólidos totales ( $10351mg \cdot l^{-1}$ ) y alcalinidad ( $8883mg \cdot l^{-1}$  de  $CaCO_3$ ). (Harmsen *et al.*, 1983; Im *et al.*, 2001; Cintra *et al.*, 2002; El Fadel *et al.*, 2002).

### Desnitrificación empleando la materia orgánica presente en el lixiviado

Para estudiar la reducción biológica del nitrito acumulado a lo largo de la fase aerobia, el sistema fue alimentado una sola vez con lixiviado bruto y se utilizó la propia materia orgánica presente en el lixiviado como fuente de carbono para la biomasa desnitrificante (organismos heterotróficos). Se midió la concentración de NKT, nitrógeno amoniacal y nitrito durante las cinco primeras horas, y a las 24 y 48h de cada ciclo.

Analizando el comportamiento de las formas de nitrógeno a lo largo de la fase anóxica de cada uno de los ciclos en función del tiempo (Tablas II y III), se observa que después de transcurrida una hora de reacción no se registraron remociones significativas de nitrito, las cuales variaron entre 14 y 29%.

Así mismo, la remoción de DBO en la fase anóxica fue  $>80\%$  en todos los ciclos, que en conjunto, con la poca

TABLA II  
RESULTADOS DE LOS CICLOS DE TRATAMIENTO

Lixiviado												
Ciclo	pH	Alcalinidad total (mg·l <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	Temperatura media (°C)	COT (mg·l <sup>-1</sup> )	DQO (mg·l <sup>-1</sup> )	DBO (mg·l <sup>-1</sup> )	DBO/COT	NKT (mg·l <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>3</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )	ST (mg·l <sup>-1</sup> )		
1	8,35	8680	26	3394	9600	1482	0,15	1792	1618	7580		
2	8,26	9300	24	1411	5600	851	0,15	1792	1540	10138		
3	8,02	8960	25	1066	5600	1021	0,18	1680	1585	11513		
4	8,22	8760	25	1690	1400	968	0,69	2352	2128	10325		
5	8,5	8800	25	845	7400	1453	0,20	2397	2240	11627		
6	8,27	8800	22	1195	6400	1030	0,16	2375	2134	10925		
Final etapa anóxica (48h) = Inicio de etapa aireada												
Ciclo	pH	Alcalinidad total (mg·l <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	T (°C)	SSV (mg·l <sup>-1</sup> )	COT (mg·l <sup>-1</sup> )	DBO (mg·l <sup>-1</sup> )	Tasa de desnitrificación (kgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /kgSSVdía)	Rel. DBOrem/NOxrem (kg DBO/kg NOx)	NKT (mg·l <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>3</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )	Nitrito (mg·l <sup>-1</sup> )	Remoción N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)
1	8,48	2340	25	2140	1145	65	0,085	0,34	253	182	180	14
2	8,33	2400	25	2280	979	136	0,060	0,53	252	196	233	21
3	8,08	2000	24	1970	993	124	0,054	0,53	294	221	214	16
4	8,08	2740	24	2200	954	133	0,064	0,44	308	196	252	25
5	8,29	2380	22	2780	674	106	0,044	0,36	308	196	225	29
6	8,53	2100	22	2690	460	154	0,043	0,37	328	202	215	23
Final etapa aireada												
Ciclo	pH	Alcalinidad total (mg·l <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	T (°C)	SSV (mg·l <sup>-1</sup> )	COT (mg·l <sup>-1</sup> )	DBO (mg·l <sup>-1</sup> )	Nitrito (mg·l <sup>-1</sup> )	NKT (mg·l <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>3</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )	Tasa de nitrificación (kg N-NH <sub>3</sub> /kg SSVdía)		
1	7,42	480	24	1880	1074	50	313	90	nd	0,131		
2	6,58	400	24	2840	736	116	267	104	nd	0,095		
3	6,15	200	24	1910	826	100	325	98	nd	0,158		
4	8,85	2000	24	2260	811	31	310	112	nd	0,118		
5	8,51	880	23	2200	723	101	281	104	nd	0,119		
6	8,53	520	22	2600	438	96	215	104	nd	0,121		

nd: no detectable (límite mínimo de detección del método analítico: 5 mg·l<sup>-1</sup>)

variación de la relación  $DBO_{consumida}/N-NO_2^-$  reducido entre 0,34 y 0,53 permite inferir que durante esta fase para la reducción biológica de nitrato los microorganismos heterótrofos utilizaron la materia orgánica biodegradable presente en el lixiviado, siendo la misma consumida durante la primera hora de la etapa anóxica, lo que se traduce en bajas tasas específicas de desnitrificación, que oscilaron entre 0,043 y 0,085 kgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/kgSSV por día. Los resultados muestran que el proceso de desnitrificación utilizando como fuente de carbono los compuestos orgánicos presentes en el lixiviado quedó limitado por la escasa cantidad de materia orgánica de fácil biodegradación presente en el mismo y, en su lugar, predominan sustancias recalcitrantes, característica de lixivados oriundos de rellenos sanitarios en fase metanogéni-

ca de estabilización. Estas son sustancias de elevada masa molar con estructuras muy complejas, como es el caso de las sustancias húmicas que pueden ofrecer dificultad a la biodegradación, debido a diversos factores, entre los que se pueden citar la estructura química compleja desprovista de grupos funcionales reactivos, la acción tóxica de compuestos químicos sobre los microorganismos responsables por la biodegradación, inactivando el mecanismo celular de estas especies, y las interacciones entre compuestos químicos generando productos no accesibles a la biodegradación. Lo anterior indica que mayores tasas de desnitrificación solo podrían ser alcanzadas adicionando una fuente externa de carbono al sistema (Martienssen y Schops, 1997; Kang y Hwang, 2002; Zouboulis *et al.*, 2004; Akerman, 2005;

Zhang *et al.*, 2006; Tengru *et al.*, 2007).

#### Acumulación de nitrito

Finalizada la fase anóxica se dió inicio a la fase aerobia, manteniendo concentraciones de O<sub>2</sub> disuelto en el interior del reactor próximas a 2mg·l<sup>-1</sup> y valores de pH entre 6,58 y 8,75. Durante cada ciclo fueron efectuadas mediciones de NKT, N-NH<sub>3</sub> y N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> cada 12h, con la finalidad de analizar la acumulación de nitrito y las tasas de nitrificación. Las Tablas II y IV muestran que la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal alcanzó 100%, con acumulación sustentada de nitrito y valores de la relación  $N-NO_2^-/(N-NO_2^-+N-NO_3^-)$  próximos a 1, siendo la nitrificación completada a las 48h de haber iniciado la fase aeróbica, a excepción del Ciclo 1, donde transcurridas 24h no fue

detectada la presencia de nitrógeno amoniacal, a pesar de que los valores de temperatura se mantuvieron en un rango de 24°C.

A lo largo de los ciclos de tratamiento, al final de la etapa aireada, se realizaron mediciones de nitratos, donde no fue detectada su presencia por el método analítico. Así mismo, se efectuó la detección y cuantificación de microorganismos nitrificantes, donde los resultados (Figura 2) muestran una inhibición de la actividad de las bacterias oxidantes de nitrito (BON) y predominio de la población de bacterias oxidantes de nitrógeno amoniacal (BOA≈10<sup>7</sup>NMP/ml).

El comportamiento del sistema evidencia estabilidad en el proceso de nitrificación y una apropiada estrategia operacional que garantizó la acumulación sustentada de nitrito en el reactor, inhibiendo la formación de ni-

trato y demostrando adaptación de los microorganismos ante las elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal a las que se encontraban expuestos, hecho que también se refleja en la pequeña oscilación de la concentración de SSV en el contenido del reactor a lo largo del estudio, siendo en promedio de 2280mg·l<sup>-1</sup>. Por otra parte, las tasas específicas de nitrificación se ubicaron entre 0,095-0,158kgN-NH<sub>3</sub>/kgSSV por día (Gorska *et al.*, 1997; Laitinen *et al.*, 2006; Berge *et al.*, 2007; Ganigué *et al.*, 2007).

En la Figura 3 se comparan los valores de la DQO al final de las fases que conforman los ciclos. Contrariando la lógica del proceso de tratamiento, los resultados al final de la etapa aerobia son superiores a los registrados en la etapa anóxica. Considerando que no se efectuó alimentación del sistema entre el final de la fase anóxica e inicio de la aerobia, por lo que no hubo ningún aporte de materia orgánica, este comportamiento se explica por el hecho que efluentes de composición compleja como el caso del lixiviado contienen concentraciones significativas de sustancias inorgánicas reducidas, lo que lleva a obtener resultados falso positivos en la realización del análisis en función de la oxidación de estos compuestos por el dicromato de potasio. De hecho, ~1/3 del valor de la DQO de lixiviados se debe a la presencia de compuestos inorgánicos reducidos como Fe<sup>+2</sup>, Mn<sup>+2</sup>, S<sup>-2</sup> y Cl<sup>-</sup> (Kim, 1989; Kylefors *et al.*,

TABLA III  
VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE LAS FORMAS DE NITRÓGENO DURANTE LA ETAPA ANÓXICA DE LOS CICLOS DE TRATAMIENTO

Ciclo	Frecuencia (h)	NKT (mg·l <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>3</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg·l <sup>-1</sup> )
1	0	300	207	200
	1	294	207	188
	2	294	202	188
	3	274	202	188
	4	266	182	180
	5	266	182	180
	24	266	182	180
	48	252	182	180
2	0	308	227	286
	1	294	199	237
	2	294	199	237
	3	280	199	237
	4	266	196	233
	5	266	196	233
	24	266	196	233
	48	252	196	233
3	0	333	235	232
	1	305	221	214
	2	305	221	214
	3	305	221	214
	4	294	221	214
	5	294	221	214
	24	294	221	214
	48	294	221	214
4	0	333	224	304
	1	305	196	253
	2	305	196	252
	3	305	196	252
	4	294	196	252
	5	294	196	252
	24	294	196	252
	48	294	196	252
5	0	358	235	264
	1	308	196	231
	2	308	196	231
	3	308	196	231
	4	308	196	231
	5	308	196	225
	24	308	196	225
	48	308	196	225
6	0	353	224	248
	1	336	210	215
	2	336	210	215
	3	328	202	215
	4	328	202	215
	5	328	202	215
	24	328	202	215
	48	328	202	215

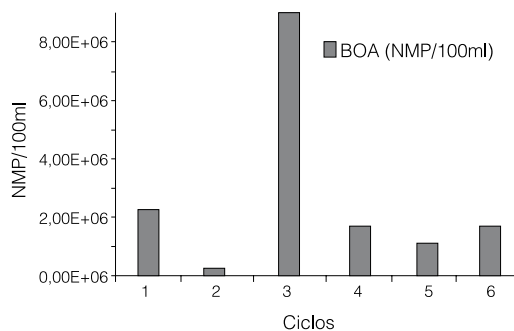


Figura 2. Cuantificación de bacterias nitrificantes.

TABLA IV  
VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE LAS FORMAS DE NITRÓGENO DURANTE LA ETAPA AIREADA DE LOS CICLOS DE TRATAMIENTO

Ciclo	Frecuencia (h)	NKT (mg/l)	N-NH <sub>3</sub> (mg/l)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
1	0	252	182	180
	12	98	20	264
	24	90	nd	313
2	0	252	196	233
	12	216	154	237
	24	126	112	244
	48	98	nd	267
3	0	294	221	214
	12	280	154	267
	24	112	56	299
	48	98	nd	325
4	0	294	196	252
	12	235	165	272
	24	112	48	291
	48	84	nd	310
5	0	308	196	225
	24	126	179	264
	48	98	nd	281
6	0	328	202	215
	24	134	56	256
	48	104	nd	274

\*Hora cero (0h) corresponde a punto de finalización de la fase anóxica e inicio del proceso de aireación.  
nd: no detectable (límite mínimo de detección del método analítico: 5mg·l<sup>-1</sup>)

2003; Aquino *et al.*, 2006; Wiszniowski *et al.*, 2006).

Otro de los factores de desvío en el análisis de la DQO es la propia característica del estudio, que busca la acumulación de nitrato durante la etapa aerobia de los ciclos de tratamiento, siendo el mismo oxidado en la presencia del dicromato de

potasio, elevando la concentración de DQO. Por tal motivo este parámetro no puede ser considerado como adecuado para cuantificar el contenido de materia orgánica en lixiviados de relleno sanitario, siendo más conveniente realizar mediciones del COT.

Por otro lado, la Figura 4 muestra las concentraciones de COT al final de las sucesivas etapas de cada ciclo de tratamiento, alcanzando una remoción de 46% al finalizar la etapa anóxica, corroborando el consumo de la materia orgánica biodegradable pre-

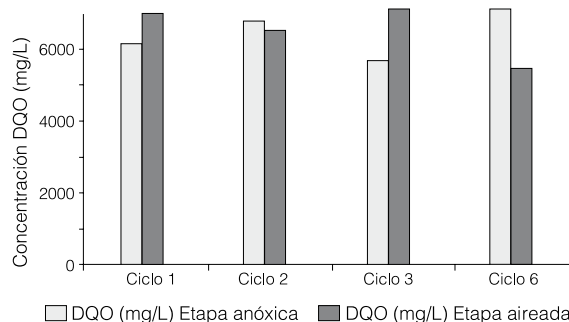


Figura 3. Comparación de los valores de DQO al final de las fases anóxica y aireada.

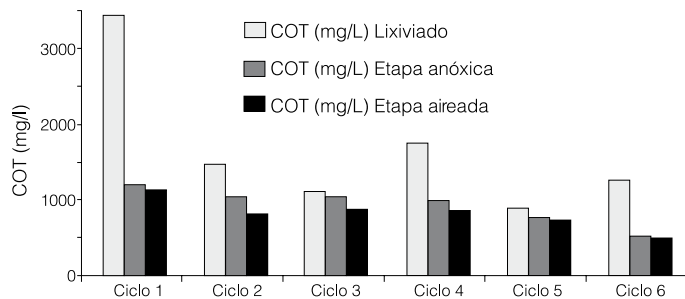


Figura 4. Perfiles de concentración de COT para los ciclos de tratamiento.

sente en el lixiviado, mientras que al culminar la etapa aireada la remoción promedio fue solo de 12%, por lo que aquellos compuestos orgánicos que no son consumidos durante la desnitrificación tampoco son removidos durante la fase aerobia. Esto demuestra que ~40% del carbono disuelto está constituido por compuestos orgánicos recalcitrantes de estructura compleja, que se desarrollaron aleatoriamente a través del metabolismo/catabolismo microbiano durante el periodo de degradación biológica de materiales orgánicos en el relleno sanitario y representan un constituyente importante en la composición de lixiviados estabilizados como el empleado en este estudio, por lo que los microorganismos no son capaces de degradar o transformar esas sustancias (Christensen *et al.*, 2001; Harmsen, 1983).

## Conclusiones

En función de las características del lixiviado empleado la duración de la fase anóxica no debe ser mayor de 1h, ante la baja concentración de materia orgánica de fácil biodegradación. En cuanto a la acumulación de  $N-NO_2^-$  al final de la fase aerobia de los ciclos de tratamiento, ésta no registró desequilibrios alcanzando elevadas eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal. Los resultados demuestran la aplicabilidad del proceso biológico de nitrificación/desnitrificación en el tratamiento de efluentes con baja relación C/N. Sin embargo, es necesario evaluar en futuros

trabajos el efecto de la adición de una fuente externa de carbono sobre las tasas de desnitrificación y estudiar alternativas de post-tratamiento del efluente para disminuir la concentración de compuestos orgánicos recalcitrantes.

## REFERENCIAS

Akerman A (2005) *Feasibility of Nitrate-Shunt (Nitrification) on Landfill Leachate*. Tesis. Lunds Tekniska Universitet. Lund, Suecia. 79pp.

APHA (2005) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21ª ed. APHA-AWWA-WEF. Nueva York, EEUU. 1325 pp.

Aquino SF, Silva SQ, Chenicharo C (2006) Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Eng. Sanit. Amb.* 2: 295-304.

Assis JF (1999) *Avaliação do Uso de Aterros Como Alternativa para Disposição de Resíduos Sólidos Domiciliares e Industriais*. Tesis. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 126pp.

Berge ND, Reinhart DR, Batarseh ES (2007) Strategy for complete nitrogen removal in bioreactor landfills. *J. Env. Eng.* 133: 1117-1125.

Cintra FH, Hamada J, Castilho Filho GS (2002) Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos urbanos. *VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vitória, Espírito Santo. Brasil. pp. 1-6.

Christensen TH, Bjerg P, Jensen D, Christensen A, Baum A, Albrechtsen H, Heron G (2001) Biochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.* 16: 659-718.

Ding A, Zhang Z, Fu J, Cheng L (2001) Biological control of

leachate from municipal landfills. *Chemosphere* 44: 1-8.

El Fadel M, Douseid E, Chahine W, Alayic B (2002) Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Manag.* 22: 269-276.

Ganigué R, López H, Balaguer MD, Colprim J (2007) Partial ammonium oxidation to nitrate of high ammonium content urban landfill leachates. *Water Res.* 41: 317-326.

Gorska SJ, Cichón A, Miksch C (1997) Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification. *Water Res. Technol.* 36: 73-78.

Harmsen J (1983) Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Res.* 17: 699-707.

Howarth RW (2004) Human acceleration of nitrogen cycle: drivers, consequences and steps toward solutions. *Water Sci. Technol.* 29: 7-13.

Im JH, Woo HJ, Choi MW, Han KB, Kim CW (2001) Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water Res.* 35: 2403-2410.

IPT/CEMPRE (2000) *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2ª Ed. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. São Paulo, Brasil. 370 pp.

Jucá JFT (2002) Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. *X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Braga. Portugal. pp. 384-391.

Kang YW, Hwang KY (2000) Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the fenton process. *Water Res.* 34: 2786-2790.

Kim RB (1989) Effect of ammonia on COD analysis. *J. Water Pollut. Cont. Fed.* 61: 614-617.

Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen T (2002) Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Env. Sci. Technol.* 32: 297-336.

Kylefors K, Ecke H, Lagerkvist A (2003) Accuracy of COD test for landfill leachates. *Water Air Soil Pollut.* 146: 153-169.

Laitinen N, Luonsi A, Vilen J (2006) Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination* 191: 86-91.

McBean EA, Rovers FA, Farquhar GJ (1995) *Landfill Engineering and Design*. 1ª Ed. Prentice

Hall. Upper Saddle River, NJ, EEUU. 544pp.

Martienssen M, Schops R (1997) Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites. *Water Resour.* 31: 1164-1170.

Massukado LM (2004) *Sistema de Apoio a Decisão: Avaliação de Cenários de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos Domiciliares*. Tesis. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. Brasil. 230pp.

Paschoalato CFPR (2000) *Caracterização dos Líquidos Percolados Gerados por Disposição de Lixo Urbano em Diferentes Sistemas de Aterramento*. Tesis. Universidade de São Paulo. São Paulo. Brasil. 76pp. Qasim SR, Chiang W (1994) *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*. Technomic. Lancaster, PA, EEUU. 352 pp.

Ramos S (2004) *Sistematização Técnico-Organizacional de Programas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos em Municípios do Estado do Paraná*. Tesis. Universidade Federal de Paraná. Curitiba. Brasil.

Randall CW, Barnard JL, Stensel HD (1995) *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal*. Technomic. Lancaster, PA, EEUU. 420 pp.

Stroot P, McMahon KD, Mackie RI, Raskin L (2001) An anaerobic condigestion of municipal, solid waste and biosolids under various mixing conditions. microbial population dynamics. *Water Res.* 35: 1817-1827.

Tengrui L, Al-Harbawi A, Ling-Ming B, Jun Z, Long X (2007) Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor. *Am. J. Appl. Sci.* 4: 211-214.

Van Benthum W (1998) *Integrated Nitrification and Denitrification in Biofilm Airlift Reactors: Biofilm Development, Process Design and Hydrodynamics*. Tesis. Universidade Técnica de Delft. Delft. Holanda. pp. 185.

Wiszniewski J, Robert D, Surmacz-Gorska J, Miksch K, Weber JV (2006) Landfill leachate treatment methods: A review. *Env. Chem. Lett.* 4: 51-61.

Zhang S, Peng Y, Wang S, Zheng S, Guo J (2006) Organic matter and concentrated nitrogen removal by shortcut nitrification and denitrification from mature municipal landfill leachate. *J. Env. Sci.* 19: 647-651.

Zouboulis AI, Chai XL, Katsoyianis IA (2004) The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *J. Env. Manag.* 70: 35-41.