

# Caracterização e avaliação da capacidade de desnitrificação de um lixiviado de aterro sanitário antigo brasileiro

Characterization and evaluation of the capacity of leachate denitrification from a mature  
landfill in Brazil

## RESUMO

No gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, o aterramento dos resíduos é o processo mais aplicado, porém, possui como inconveniente a geração de lixiviado que deve ser apropriadamente tratado antes de ser lançado ao corpo receptor. Um dos compostos presentes em maior concentração no lixiviado de aterro sanitário é o nitrogênio amoniacal que pode ser removido por processos biológicos de tratamento como a nitrificação e a desnitrificação. Para a completa nitrificação é necessário o fornecimento de oxigênio dissolvido, e para a desnitrificação deve haver uma quantidade suficiente de carbono na forma de  $DBO_5$ . Atualmente, tem havido interesse entre os autores no estudo da desnitrificação via nitrito, que requer menor quantia de oxigênio dissolvido e fonte de carbono. Este artigo objetiva a caracterização de um lixiviado de aterro sanitário antigo e avaliar a sua habilidade de desnitrificar o nitrito originado durante a nitrificação. Esse estudo foi realizado em escala laboratorial e indicou que o lixiviado avaliado, não possuiu a habilidade de remover totalmente o nitrito adicionado ao reator.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado, nitrito, desnitrificação, aterro sanitário.

## ABSTRACT

In the management of urban residues in Brazil, the landfilling is the process most applied, but the drawback is the generation of leachate that must be properly treated before the launching in the receiving body. One compound that is found in higher strength in landfill leachate is ammonia nitrogen that can be removed by biological processes like nitrification and denitrification. For the completely nitrification, is necessary the supplying of dissolved oxygen, and for the denitrification must have a sufficient amount of carbon on form  $DBO_5$ . Currently, the authors have interest studying the denitrification over nitrite, that is less expensive with regard the requirement of dissolved oxygen and carbon source. This paper aims the characterization of an old landfill leachate and evaluate their ability denitrifying nitrite originated during nitrification. This study was realized in bench scale and indicated that the landfill leachate evaluated, don't have the ability for the complete removal of the nitrite added in the reactor.

**KEYWORDS:** Leachate, nitrite, denitrification, landfill.

### Luana Zilz

Bacharel em Química Têxtil, Mestre em Engenharia Ambiental pela Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB)  
Blumenau, SC, Brasil  
lu\_zilz@hotmail.com

### Joel Dias da Silva

Eng. Sanitarista, Professor do Departamento de Engenharia de Produção e Design da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Professor HV-01 do SENAI .  
Blumenau, SC, Brasil.  
dias\_joel@hotmail.com

### Adilson Pinheiro

Eng. Civil, Professor do Departamento de Engenharia Civil da Fundação Universidade Regional de Blumenau - (FURB)  
Blumenau, SC, Brasil.  
pinheiro@furb.br

## INTRODUÇÃO

O crescimento urbano e a expansão industrial têm elevado em grande escala a geração de resíduos sólidos que necessitam de disposição e tratamento adequados (CARNEIRO *et al.* (2004). Neste sentido, no gerenciamento dos resíduos sólidos, uma das técnicas mais aplicadas no Brasil para a destinação final dos resíduos tem sido a disposição em aterros sanitários. Embora siga princípios de Engenharia para o confinamento seguro de resíduos, possui como inconveniente a geração de lixiviados de elevado potencial de contaminação ambiental (ABNT, 1984; BARBOSA, 1999; LANGE *et al.*, 2006).

Desta forma, antes do seu lançamento no corpo receptor, o lixiviado deve ser tratado apropriadamente, minimizando assim os impactos ambientais (GUERRA; VIDAL; SOUZA, 2010). Os processos físicos, biológicos e/ou químicos poderão ser aplicados ao tratamento do lixiviado, que operados conjuntamente, têm oferecido eficiência maiores (DEL BORGUI *et al.*, 2003).

No tratamento de lixiviados de aterros sanitários, um dos elementos químicos presentes em maior concentração é o nitrogênio amoniacal, sendo a principal forma de nitrogênio encontrada no mesmo (GOMES, 2009; PEIXOTO; FILHO, 2010). Processos físicos e químicos de remoção de nitrogênio podem ser aplicados, porém, não são tão difundidos como os processos biológicos, que em termos de eficiência e custo econômico, tem sido descrito como melhores. O nitrogênio amoniacal é um composto que pode ser removido biologicamente por reações de nitrificação e desnitrificação. O controle do lançamento de compostos nitrogenados nos corpos aquáticos é muito importante, pois em

concentração excessiva esse nutriente pode causar vários problemas como: eutrofização, toxicidade a peixes, depleção de oxigênio dissolvido, entre outros (VON SPERLING *et al.*, 2009). Visando garantir a biodiversidade, a legislação ambiental brasileira, em especial a Resolução CONAMA nº 430 de 2011 (Brasil, 2011), estabelece limites para o lançamento do efluente tratado no corpo receptor, destacando-se dentre estes, o nitrogênio amoniacal, cujo limite de lançamento é de 20 mg.L<sup>-1</sup> limite bastante restritivo, exigindo, desta forma, um levantamento adequado das características do lixiviado bruto a ser tratado e, conseqüentemente adotando-se as melhores tecnologias para garantir um efluente tratado de qualidade adequada.

## NITRIFICAÇÃO

Para a oxidação completa do nitrogênio amoniacal, faz-se necessário o fornecimento de oxigênio dissolvido, usado para a respiração de bactérias quimioautótrofas, que consumirão a alcalinidade do efluente e utilizarão compostos inorgânicos como (CO<sub>2</sub>) como fonte de carbono.

Para converter 1 g de nitrogênio amoniacal é necessário 4,7 g de O<sub>2</sub> para transformar a nitrito, sendo 3,6 g para oxidar amônia em nitrito e 1,1 g para oxidar nitrito a nitrato (VON SPERLING, 1997). Na primeira etapa, bactérias do gênero *Nitrosomonas europaea*, *N. monocella* e *Nitrosococcus* oxidam amônia à nitrito, sendo essa reação denominada nitritação e no segundo estágio, bactérias do gênero *Nitrobacter winogradsky*, *Nitrocystis sp.*, *Nitrosococcus sp.*, *Nitrospira sp.* e *Nitrobacter agilis* convertem nitrito em nitrato, sendo denominada essa reação de nitratação (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003).

Ultimamente tem havido um interesse crescente na nitrificação e na desnitrificação via nitrito, pois de

acordo com o balanço estequiométrico, o fornecimento de oxigênio dissolvido para as bactérias autotróficas converterem amônia à nitrito é menor, assim como a quantidade de matéria orgânica doadora de elétrons para a desnitrificação (QUEIROZ *et al.*, 2011; ZAFARZADEH *et al.*, 2011).

Vários fatores poderão afetar a nitrificação, acumulando nitrito no sistema nitrificante. Dentre estes, o pH, temperatura e oxigênio dissolvido são algumas causas de acúmulo de nitrito. O pH menor que 6,0 inibe as bactérias nitrificantes (CAMPOS *et al.*, 2007). Por sua vez, a temperatura acima de 20°C afeta a reação de nitratação, por tornar a reação mais lenta, e como consequência, acumular nitrito no reator. Para otimizar a ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, o oxigênio dissolvido presente no reator deve também estar numa concentração próxima de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, por outro lado uma concentração menor pode também favorecer o acúmulo de nitrito. Outro fator que pode influenciar a oxidação é a presença de amônia. Em concentração entre 0,1 – 1,0 mg.L<sup>-1</sup> ocorre a inibição das *Nitrosomonas*, e em concentração entre 10 – 150 mg.L<sup>-1</sup> ocorre a inibição das *Nitrobacter*.

## DESNITRIFICAÇÃO

Para ocorrer a desnitrificação completa dos compostos nitrogenados oxidados, deve existir uma quantidade suficiente de carbono orgânico para alimentar o meio biótico que operará em condições anóxicas. Os nitratos e/ou nitritos originados durante a etapa de nitrificação são convertidos à nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) com o substrato orgânico como elétron aceptor. A redução de formas oxidadas de nitrogênio poderá ser realizada pela ação das *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas denitrificans*, *denitrificans* *Paracoccus*

e *Micrococcus denitrificans*, dentre outras bactérias (ESTUARDO *et al.*, 2008).

A desnitrificação é afetada por mudanças no pH, oxigênio dissolvido e substâncias inibidoras. Além disso, a eficiência da desnitrificação é também influenciada pela concentração de matéria orgânica biodegradável e pela temperatura do reator.

É importante mencionar que durante a exploração do aterro sanitário, a razão C/N diminui, ocorrendo menor disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável, afetando dessa maneira a eficiência da desnitrificação (KLIMIUK; KULIKOWSKA, 2006). Na indisponibilidade natural de realizar a completa desnitrificação dos nitritos e nitratos originados na etapa aeróbia, existe a possibilidade de adicionar fontes de carbono externas para as bactérias (CARRERA, VICENT, LAFUENTE, 2003).

A escolha da fonte externa de carbono é um item essencial para o projeto de instalações que tratam efluentes dessa natureza, porque ela influencia a eficiência da desnitrificação, sendo este processo mais eficiente utilizando-se fontes de carbono facilmente degradáveis (MARCHETTO *et al.*, 2003).

## OBJETIVOS

O presente trabalho objetivou avaliar a capacidade de desnitrificação de um lixiviado de aterro sanitário antigo como fonte de carbono para a desnitrificação do nitrito originado na nitrificação biológica. Do mesmo modo, a caracterização do lixiviado de aterro sanitário foi aplicada para comparar com outros estudos que avaliaram lixiviados de aterros sanitários antigos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário em Estudo

O lixiviado bruto foi coletado de um aterro sanitário antigo localizado na vertente Atlântica catarinense. Dentre as técnicas aplicadas para o tratamento do lixiviado no local, tem-se a nitrificação com pré-desnitrificação. O lixiviado bruto foi caracterizado em triplicata para os seguintes parâmetros: alcalinidade total, DBO<sub>5</sub>, DQO, pH e nitrogênio nas formas de nitrato, nitrito, amoniacal e total. Os procedimentos adotados são baseados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (2005). As análises colorimétricas foram realizadas em espectrofotômetro, marca: Hach, modelo: DR 2800. A análise potenciométrica de pH foi realizada com auxílio de um pHmetro, marca: Alfakit, modelo: AT 310. Os resultados das análises foram utilizados para comparar com outros estudos

realizados com lixiviados de aterros sanitários antigos.

### Desnitrificação em Escala Laboratorial

Primeiramente, o inoculo foi coletado do reator nitrificante da estação de tratamento do lixiviado em estudo e aclimatado com lixiviado bruto por um período de quatro dias com adição progressiva do lixiviado na proporção de 0 a 0,33 L lixiviado.L<sup>-1</sup> inoculo. Em seguida, foram realizados ensaios de desnitrificação em escala laboratorial em um reator em batelada sequencial (RBS) de polipropileno e volume útil de 2L, com ciclos de três repetições (Figura 1).

Cada ciclo de desnitrificação consistiu das seguintes fases: alimentação (0,25 h) com adição de lixiviado bruto ao reator contendo o lodo biológico aclimatado, reação anóxica (4,33 h), sedimentação (1 h) e descarte (0,25 h), mesmo procedimento adotado por Butkovskyi (2009). Antes da fase de reação



Figura 1: Aparato experimental utilizado para os ensaios de desnitrificação.

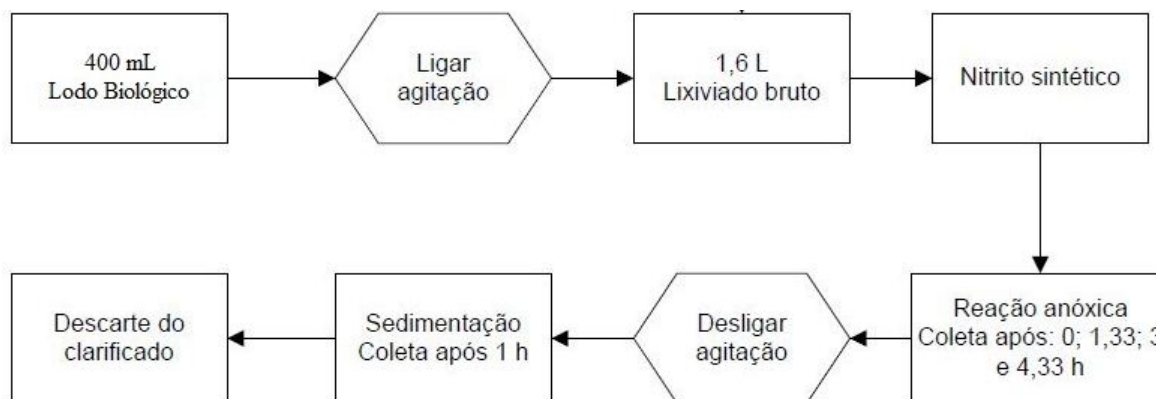


Figura 2: Operação do reator em batelada sequencial em escala laboratorial

anóxica adicionou-se 1000 mg/L de nitrito (nitrito de sódio) para padronizar a concentração de nitrogênio na forma de nitrito a ser desnitrificada (Figura 2). Durante a fase anóxica, a agitação do lodo biológico foi controlada em 40 rpm, para que o mesmo se mantivesse em suspensão em contato com o substrato (lixiviado).

Os parâmetros alcalinidade total, pH, temperatura, DQO, nitrato, nitrito e sólidos suspensos voláteis foram analisados para avaliar a desnitrificação do nitrito, conforme a frequência demonstrada na Tabela 1.

As amostras foram coletadas pelo método de amostragem simples e acondicionadas sob refrigeração a 4 °C como método de preservação. Para os parâmetros analisados 2 vezes por semana, optou-se por coletar as amostras do primeiro ciclo experimental e do quarto ciclo experimental. DQO, nitrito e nitrato foram analisados após 0; 1,33; 3 e 4,33 h de reação anóxica para avaliar a velocidade de desnitrificação. Para a análise de SSV coletaram-se amostras no início dos ciclos experimentais e após a finalização da fase anóxica no quarto ciclo experimental, sendo estes dados utilizados para cálculo do índice volumétrico de lodo. Amostras também foram coletadas após o período de sedimentação para todos os parâmetros analisados.

Tabela 1: Frequência de análise dos parâmetros utilizados para análise da desnitrificação de nitrito.

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA
Alcalinidade total	Diária
pH	Diária
DQO	Duas vezes por semana
Nitrato	Duas vezes por semana
Nitrito	Duas vezes por semana
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Duas vezes por semana

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização do Lixiviado Bruto em Estudo

O lixiviado bruto coletado apresentou características lixiviado de aterro sanitário antigo (Tabela 2). O conteúdo de matéria orgânica biodegradável foi baixo ( $DBO_5 = 188,4 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e com valor muito próximo ao encontrado por Lee, Nikraz e Hung (2010) que estudaram lixiviados de aterros sanitários antigos. A DQO encontrada ( $4005 \text{ mg.L}^{-1}$ ) encontrou-se sob uma concentração próxima a descrita como característica de lixiviados de baixa biodegradabilidade (WILLIAMS, 2006). A baixa razão  $DBO_5/DQO$  e pH elevado foram consistentes com estudos realizados por Tengruí et al. (2007) e Martins, Castilhos Junior e Costa (2010). A fração principal de nitrogênio total encontrado está na forma de nitrogênio amoniacal (77%), sendo

esta espécie química responsável pela concentração de  $DBO_5$  necessária para a completa desnitrificação.

### Desnitrificação com Lixiviado Bruto como fonte de Carbono ( $DBO_5/N\text{-}NO_x = 0,37$ e tempo total de fase anóxica de 4,33 H)

A razão  $DBO_5/N\text{-}NO_x$  obtida para desnitrificação foi de 0,37. Os resultados dos experimentos de desnitrificação baseados em quatro ciclos operacionais em RBS são os que seguem. O pH inicial dos ensaios desnitrificantes mostrou-se bem similar (8,1 a 8,2). A variação do pH apresentou-se significativa apenas no terceiro ciclo experimental. Observou-se aumento do pH na primeira hora anóxica, ocorrendo posteriormente, uma redução do pH de 8,27 para 7,89. Essa redução pode ter ocorrido devido a oxidação do amônio presente no lixiviado bruto, que

Tabela 2: Caracterização do lixiviado bruto

Parâmetro	Concentração média	Desvio padrão
Alcalinidade total	9470 mg.L <sup>-1</sup>	± 611
DBO <sub>5,20</sub> O <sub>c</sub>	188,4 mg.L <sup>-1</sup>	± 274,2
DQO	4005 mg.L <sup>-1</sup>	± 59
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,05	
Nitrogênio amoniacal	2940 mg.L <sup>-1</sup>	± 145
Nitrogênio na forma de nitrato	22,4 mg.L <sup>-1</sup>	± 14,1
Nitrogênio na forma de nitrito	2,5 mg.L <sup>-1</sup>	± 2,3
Nitrogênio total	3783 mg.L <sup>-1</sup>	± 284
pH	9,0	± 0,1

destrói a alcalinidade, formando ácido carbônico. Por sua vez, durante a sedimentação do lodo, ocorreu um novo aumento do pH de 7,89 para 8,18.

O aumento da alcalinidade devido à desnitrificação foi observado somente no Ciclo I (4 %) na primeira hora anóxica. Por sua vez, a maior redução de alcalinidade ocorreu após 4,33 h de fase anóxica no Ciclo I (26 %), sendo este resultado possivelmente explicado pela oxidação de nitrogênio amoniacal sob concentrações limitadas de oxigênio dissolvido. O maior consumo de DQO ocorreu durante a fase de sedimentação no primeiro ciclo experimental com consumo de 1532 mg.L<sup>-1</sup> de DQO correspondendo a uma eficiência de remoção de 34 % (Figura 3). Em outro estudo avaliando a desnitrificação de nitrito com lixiviado de aterro sanitário antigo operado em RBS, Spagni, Marsili-Libbali e Lavagnolo (2008) obtiveram como resultado uma redução de DQO na faixa de 30 a 40 %. Já no quarto ciclo experimental, observou-se um consumo gradual de DQO ao longo do estágio anóxico e na fase de sedimentação. A DQO remanescente deve-se a presença de compostos recalcitrantes típicos de aterros sanitários antigos. Após adição do nitrito sintético observou-se que grande porção do reagente converteu-se a nitrato, um resultado inesperado que pode ter ocorrido pela oxidação do reagente devido a seu comportamento higroscópico. A

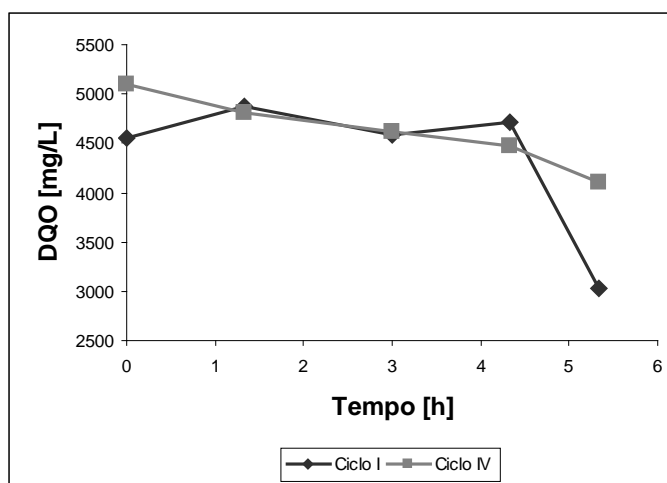


Figura 3: Consumo de DQO durante os ensaios desnitrificantes

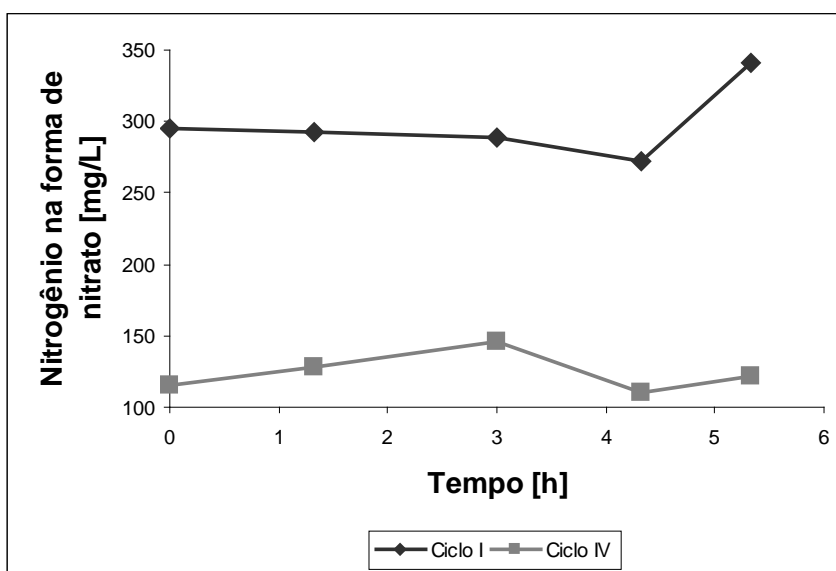


Figura 4: Variação da concentração de nitrogênio na forma de nitrato durante os ensaios desnitrificantes.

média de concentração de  $N\text{-NO}_2^-$  e  $N\text{-NO}_3^-$  a ser reduzida no reator anóxico foi de  $667 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em relação a remoção de nitrato, observou-se diminuição da concentração entre 3 e 4,33 h de reação anóxica nos Ciclos I e IV, com posterior aumento de concentração durante a fase de sedimentação biológica (Figura 4).

Uma hipótese que poderia explicar a concentração de  $N\text{-NO}_3^-$  durante a fase de sedimentação superar a concentração inicial nos ciclos I e IV é a oxidação anaeróbica de amônia, processo conhecido como Annamox. No processo Annamox, microorganismos utilizam nitrito e/ou nitrato como elétron aceptor para oxidar o nitrogênio amoniacal (AHN, 2006).

Em relação a redução na concentração de  $N\text{-NO}_2^-$  observou o mesmo comportamento obtido nas análises de  $N\text{-NO}_3^-$ . No Ciclo I ocorre redução da concentração de nitrito na primeira hora anóxica com posterior aumento da concentração. No Ciclo IV observou-se diminuição da concentração de nitrito entre 3 e 4,33 h de fase anóxica, ocorrendo novamente aumento da concentração durante a sedimentação, superando a concentração de nitrito do estado inicial (Figura 5). A eficiência de redução de nitrito no reator correspondeu a 5 e 12 % nos Ciclos I e IV, respectivamente. O aumento da concentração de nitrito observada possivelmente deve-se ao processo Annamox, mesma explicação exposta anteriormente para o aumento de nitrato.

A desnitrificação pôde ser observada após 1,33 h de fase anóxica no ciclo I e após 4,33 h de fase anóxica no ciclo IV. No ciclo IV,  $38,5 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $N\text{-NO}_x$  foram reduzidos, mas com aumento de concentração das formas nitrogenadas oxidadas ( $N\text{-NO}_2^-$  e  $N\text{-NO}_3^-$ ) durante a sedimentação (Figura 6). A taxa específica de desnitrificação foi de  $0,07 \text{ Kg nitrito.Kg}^{-1} \text{ SSV} \cdot \text{d}$  após 4,33 h de fase anóxica no

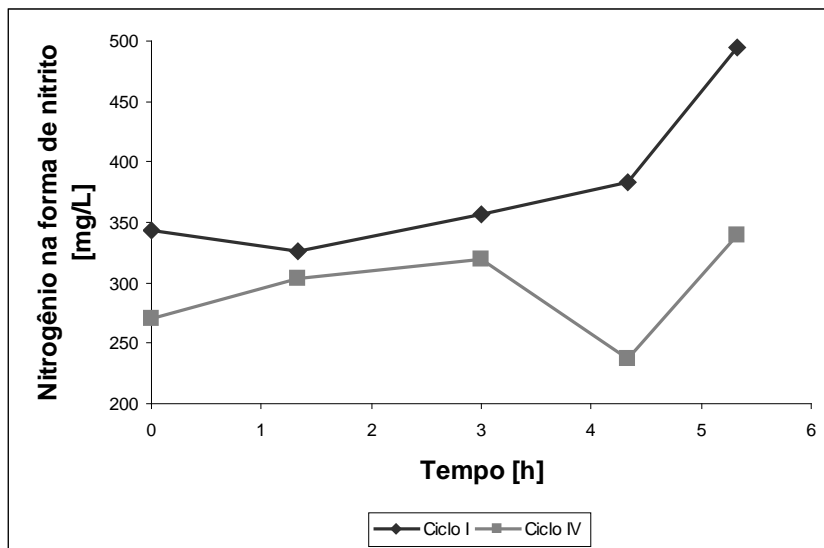


Figura 5: Variação da concentração de nitrogênio na forma de nitrito durante os ensaios desnitrificantes.

ciclo IV. Como o lixiviado bruto não foi capaz de desnitrificar totalmente o nitrito e o nitrato presentes no reator, indica-se a adição de fontes externas de carbono biodisponíveis como metanol, etanol, glicose, acetato e melão de cana, de modo a ampliar a reação de desnitrificação. Spagni e Marsili-Libelli (2008) conseguiram remover 95% do nitrito presente no reator, pela adição de acetato. Quan

et. al (2005) verificaram que a utilização de melão hidrolisado proporcionou maiores índices de desnitrificação ( $91,6 \pm 1,6 \%$ ) comparado ao uso do metanol ( $85,3 \pm 2,0 \%$ ). Kulikowska e Klimiuk (2004) por sua vez avaliaram a utilização de metanol como fonte de carbono, e verificaram a desnitrificação máxima aplicando-se uma dosagem de metanol de  $5,4 \text{ mg DQO.mg}^{-1} \text{ N}_{\text{NO}_3}$ .

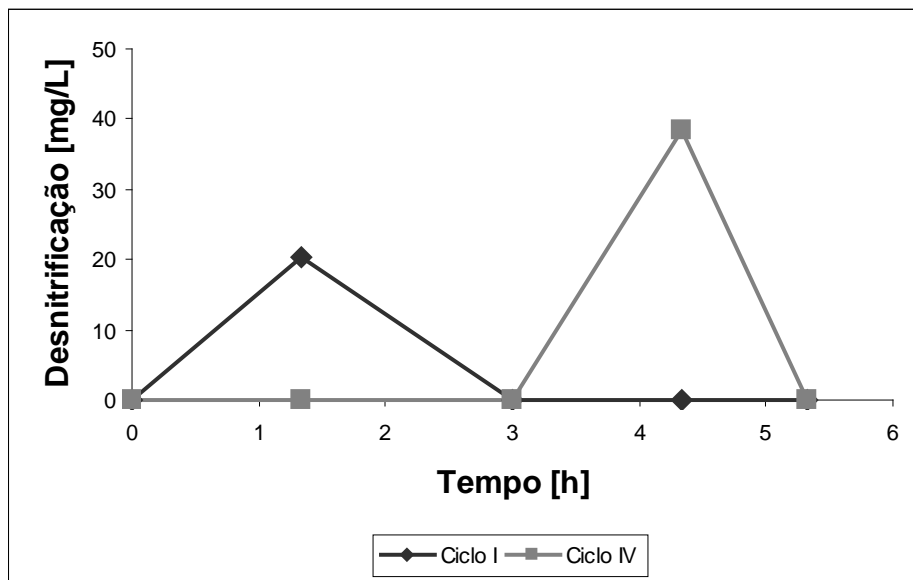


Figura 6: Desnitrificação de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito.

Diante do exposto, a avaliação da fonte de carbono de maior disponibilidade aos micro-organismos através de ensaios de bancada se mostra como importante ferramenta na busca de soluções que visem aumentar ao máximo a desnitrificação, e desta maneira, proporcionar um efluente tratado de melhor qualidade.

Em relação aos sólidos suspensos voláteis (SSV), o sistema apresentou perda de biomassa após o quarto ciclo experimental (12%), reduzindo de 3055 mg.L<sup>-1</sup> de biomassa inicial para 2675 mg.L<sup>-1</sup>. Quanto ao índice volumétrico de lodo (IVL), o lodo apresentou boa decantabilidade e adensamento, com o lodo biológico ocupando um volume de 53,5 mL.g<sup>-1</sup> SSV após o quarto ciclo experimental.

## CONCLUSÕES

A DBO do lixiviado bruto não foi capaz de desnitrificar completamente as formas nitrogenadas oxidadas presentes no reator em estudo. Uma fonte de carbono externa é necessária para aumentar a eficiência da desnitrificação.

Após os ensaios experimentais, observou-se concentração elevada de DQO remanescente, devido a compostos recalcitrantes presentes em lixiviados de aterros sanitários antigos.

A redução das formas nitrogenadas (N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>) não foi eficiente, devido a baixa razão C/N do efluente bruto, além do sistema sofrer a própria oxidação do nitrogênio amoniacal proveniente do efluente bruto, dadas as concentrações de nitrito e nitrato na fase de sedimentação superarem a concentração inicial dos ensaios experimentais. Os resultados observados de redução de pH e alcalinidade total também poderiam ser explicados pela ocorrência do

processo Annamox no RBS. Análises de variação da concentração de nitrogênio amoniacal são necessárias para confirmar essa hipótese.

A taxa específica de desnitrificação nos ensaios sem adição de melão de cana foi de 0,07 Kg nitrito. Kg<sup>-1</sup> SSV\*d.

O sistema apresentou perda de biomassa e bom adensamento do lodo biológico.

Fontes externas de carbono devem ser avaliadas, como forma de otimizar a desnitrificação via nitrito e via nitrato, como forma de minimizar impactos ambientais pelo excesso de nutrientes.

## AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a CAPES pelo suporte financeiro, a Proactiva Meio Ambiente Brasil pelo oferecimento da estrutura e apoio financeiro e a FURB (Fundação Universidade Regional de Blumenau) pelo suporte técnico prestado.

## REFERÊNCIAS

AHN, Y. – H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, v. 41, p. 1709–1721, 2006.

APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Ed: Port City Press, Baltimore, EUA, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos: NBR 8419. São Paulo. 13 p., 1984.

BARBOSA, R. M. O chorume dos depósitos de resíduos urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação. *Revista Brasileira de Tecnologia*, v. 14, p. 111-125, 1999.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011.

Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

BUTKOVSKIY, A. Leachate treatment at Filborna Landfill with focus on nitrogen removal. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Química, Universidade de Lund, Suécia, 2009.

CAMPOS, J. L.; GARRIDO, J. M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 35, p. 87–92, 2007.

CARNEIRO, R. M. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; NERY, A. A.; BARBOSA, A. L. M. Experiências municipais sobre resíduos perigosos: avaliação, percepção e comunicação de riscos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 2, p. 5-13, 2004.

CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, F. J. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in a two-sludge system. *Water SA*, v. 29, n. 1, 2003.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. *Chem. Biochem. Eng. Q.*, v. 17, n. 4, p. 277–283, 2003.

ESTUARDO, C.; MARTÍ, M. C.; HUILIÑIR, C.; LILLO, E. A.; VON BENNEWITZ, M. R. Improvement of nitrate and nitrite reduction rates prediction. *Electronic Journal of*

- Biotechnology, v. 11, n. 3, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile, 2003.
- GOMES, L. P. In: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- GUERRA, A. F.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B. Proposta de melhoria de aterro de resíduos sólidos urbanos para um pequeno município. Rev. Acad., Ciência Agrária e Ambiental, v. 8, n. 2, p. 191-203, 2010.
- KLIMIUK, E; KULIKOWSKA, D. The influence of hydraulic retention time and sludge age on kinetics of nitrogen removal from leachate in SBR. Polish J. Environ. Stud. v. 15, n. 2, p. 283–289, 2006.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. Removal of Organics and Nitrogen from Municipal Landfill Leachate in Two-Stage SBR Reactors. Polish Journal of Environmental Studies, v. 13, n. 4, p. 389 – 396, 2004.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. Eng. Sanit. Amb., v. II, n. 2, p. 175-183, 2006.
- LEE, H. L.; NIKRAZ, H.; HUNG, Y. T. Influence of waste age on landfill leachate quality. International Journal of Environmental Science and Development, v. 1, n. 4, out. 2010.
- MARCHETTO, M.; GIANOTTI, E. P.; CAMPOS, J. R.; PIRES, R. C.; MORAES, E. M. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. Brazilian Journal of Microbiology, v. 34, p. 104–110, 2003.
- MARTINS, C. L.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. Eng. Sanit. Ambient., v. 15, n. 4, p. 401–410, 2010.
- PEIXOTO, A. L. C.; IZÁRIO FILHO, H. J. Statistical evaluation of mature landfill leachate treatment by homogeneous catalytic ozonation. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 27, n. 04, p. 531 – 537, 2010.
- PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. Revista Brasileira de Agrociência, v. 9, n. 3, p. 279–286, 2003.
- QUAN, Z.-X.; JIN, Y.-S.; YIN, C.-R.; LEE, J. J.; LEE, S.-T. Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal. Abstract, Bioresource Technology, v. 96, n. 15, p. 1690-1695, out 2005.
- QUEIROZ, L. M.; AUN, M. V.; MORITA, D. M.; ALEM SOBRINHO, P. Biological nitrogen removal over nitritation/denitritation using phenol as carbon source. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 28, n. 02, p. 197–207, 2011.
- SPAGNI, A.; MARSILI-LIBELLI, S.; LAVAGNOLO, M. C. Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. Water Science & Technology, 58.2, 2008.
- TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X. Y. Characteristics of Nitrogen Removal from Old Landfill Leachate by Sequencing Batch Biofilm Reactor. American Journal of Applied Sciences, v. 4, n. 4, p. 211–214, 2007.
- VON SPERLING, M. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos Ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, v. 4, 1997.
- VON SPERLING, M.; NETO, C. O. A.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (COORDENADORES). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- WILLIAMS, P. T. In: Waste Treatment and Disposal. England: 2 ed., 2006.
- ZAFARZADEH, A.; BINA, B.; NIKAEEN, M.; ATTAR, H. M.; KHIADANI, M. H. Effect of dissolved oxygen and chemical oxygen demand to nitrogen ratios on the partial nitrification/denitrification process in moving bed biofilm reactors. Iranian Journal of Biotechnology, v. 9, n. 3, 2011.

Recebido em: jun/2012

Aprovado em: dez/2013