

# REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM EFLUENTES LÍQUIDOS: UMA REVISÃO

## BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL IN LIQUID EFFLUENTS: A REVIEW

---

Leandro Fleck, Eduardo Eyng – Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Maria Hermínia Ferreira Tavares – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – fleckmissal@gmail.com, eduardoeyng@utfpr.edu.br, mhstavar@gmail.com

**Resumo:** O desenvolvimento das atividades antrópicas altera o ciclo do nitrogênio. Objetiva-se aqui apresentar uma revisão bibliográfica sobre a remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos. As técnicas utilizadas são: nitrificação, desnitrificação e anammox. A nitrificação é um processo biológico para a conversão de amônia em nitrito e posteriormente em nitrato. A desnitrificação corresponde à redução de nitrato para nitrogênio molecular, com material orgânico como redutor. No processo anammox, em condições anóxicas, a amônia é convertida em nitrogênio gasoso, com nitrito como aceptor de elétrons. O estudo das técnicas de remoção de nitrogênio é necessário tendo em vista os custos envolvidos, a complexidade do processo e a eficiência requerida.

**Palavras-chave:** anammox, desnitrificação, nitrificação.

**Abstract:** The development of human activities alters the nitrogen cycle. The objective is to present a bibliographic review on biological nitrogen removal in liquid effluents. The techniques used are: nitrification, denitrification and anammox. The nitrification is a biological process for the conversion of ammonia to nitrite and posteriorly to nitrate. The denitrification corresponds to nitrate reduction to molecular nitrogen with organic material as a reductant. In the anammox process, in anoxic conditions, the ammonia is converted into nitrogen gas with nitrite as an electron acceptor. The study of nitrogen removal techniques is necessary in view of the involved costs, complexity process and required efficiency.

**Keywords:** anammox, denitrification, nitrification.

## INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da sociedade moderna tem alterado consideravelmente os ciclos biogeoquímicos como, por exemplo, o ciclo do nitrogênio, o que se deve principalmente ao uso de fertilizantes em cultivos agrícolas e ao desenvolvimento de atividades agroindustriais. Segundo Seitzinger et al. (2010), grande parte desse nutriente é reciclado através da biosfera terrestre. Entretanto, a porcentagem remanescente, quando não adequadamente gerenciada, causa impactos significativos aos sistemas ambientais.

De acordo com Greene et al. (2011), a poluição dos cursos hídricos por nutrientes tem aumentado consideravelmente nos últimos anos. Diante disso, Henrique et al. (2010) e Hu et al. (2013) afirmam que a remoção do nitrogênio presente em efluentes líquidos, tem fundamental importância na redução do impacto eutrofizante sobre os cursos hídricos receptores e na redução dos danos causados à biota aquática, devido à toxicidade de algumas espécies nitrogenadas, em especial a amônia.

Em um curso hídrico, a forma predominante do nitrogênio indica o estágio de poluição ocasionada pelo lançamento de poluentes orgânicos a montante do ponto de análise. Se a poluição é recente, o nitrogênio apresenta-se na forma de nitrogênio orgânico ou amônia. Se a poluição é antiga, o nitrogênio apresenta-se basicamente na forma de nitrato, uma vez que, as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas (VON SPERLING, 2007).

De acordo com Von Sperling (1996), a primeira grande divisão da matéria nitrogenada que adentra uma estação de tratamento de esgotos é quanto ao estado orgânico:

**a)** matéria nitrogenada inorgânica: é representada pela amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) e ionizada ( $\text{NH}_4^+$ );

**b)** matéria nitrogenada orgânica: divide-se em duas frações quanto à biodegradabilidade: inerte e biodegradável. A fração inerte divide-se em duas frações, relacionadas ao estado físico: solúvel e particulada. A fração biodegradável pode ser subdividida em três componentes: rapidamente biodegradável, lentamente biodegradável e amônia.

A remoção biológica do nitrogênio presente em efluentes líquidos é possível através de uma série de reatores, onde ocorrem os processos de nitrificação e desnitrificação (DERKS, 2007).

Há um crescente interesse para o desenvolvimento de tecnologias que possibilitem a remoção biológica do nitrogênio presente em efluentes líquidos, utilizando baixos níveis de oxigênio dissolvido para o processo de nitrificação parcial, uma vez que, de acordo com Hu et al. (2013), para a realização de ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, é necessário um alto consumo de energia, resultando em custos relativamente elevados para os sistemas de tratamento.

Reatores biológicos utilizados para o tratamento de efluentes líquidos podem ter diversas configurações (VON SPERLING, 2007). A evolução dos sistemas de tratamento de efluentes não disponibiliza tecnologias consideradas completamente eficientes para a remoção de nutrientes. Ainda há necessidade de aprimorar alternativas de incremento e melhoria dos resultados, levando em consideração a viabilidade econômica do processo (SARAIVA; KOETZ, 2002).

Nesse contexto, o presente artigo tem como objetivo apresentar uma revisão bibliográfica acerca das principais técnicas de tratamento utilizadas para a remoção biológica das diferentes formas nitrogenadas encontradas em efluentes líquidos.

## NITRIFICAÇÃO

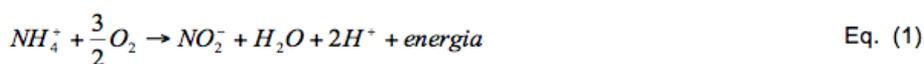
De acordo com Derks (2007), o nitrogênio se altera de várias formas e estados de oxidação durante o seu ciclo na biosfera. Em efluentes (domésticos ou agroindustriais), as formas mais comuns de nitrogênio são: nitrogênio orgânico, amoniacal e, em menor quantidade, nitrato e nitrito.

A nitrificação é um processo biológico no qual ocorre a conversão de amônia em nitrito e posteriormente em nitrato (LIU, 2007; RAHMAN et al., 2011), exigindo o suprimento suficiente de oxigênio dissolvido para manter as condições adequadas ao desenvolvimento de bactérias nitrificantes (ZENATTI et al., 2009; DERKS, 2007).

Dessa forma, a nitrificação ocorre em duas etapas sequenciais: nitratação, com oxidação da amônia em nitrito pela ação de bactérias oxidadoras de amônia (BOA), e nitratação, com a oxidação do nitrito em nitrato, pela ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON) (VAN KESSEL et al., 2015; COURTENS et al., 2014). Esses dois grupos de microrganismos são filogeneticamente distintos, não podendo realizar a oxidação de ambas as formas nitrogenadas (DAIMS et al., 2015).

De acordo com Zheng et al. (2013), as tecnologias que possibilitam a realização da nitrificação parcial ou nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) têm recebido especial destaque nas pesquisas atuais, uma vez que, oferecem vantagens em relação ao processo convencional de remoção biológica do nitrogênio, tais como: redução do consumo de oxigênio dissolvido (nitrificação) e fonte externa de carbono (desnitrificação).

As etapas do processo de nitrificação podem ser descritas sequencialmente pelas equações estequiométricas (1) e (2):



A reação global do processo é a soma das duas equações:



De acordo com Von Sperling (1997), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes pode ser expressa em termos da relação de Monod, da seguinte forma:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \left[ \frac{NH_4^+}{K_N + NH_4^+} \right] \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que,

$\mu$ : taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes ( $d^{-1}$ );

$\mu_{max}$ : taxa de crescimento específica máxima ( $d^{-1}$ );

$NH_{4+}$ : concentração de amônia, expressa em termos de nitrogênio ( $mg.L^{-1}$ );

$K_N$ : concentração de saturação ( $mg.L^{-1}$ ).

Usualmente, os valores aplicados para a taxa de crescimento específica máxima, a 20 °C, estão entre 0,3 e 0,7  $d^{-1}$ , e os valores para a concentração de amônia, expressa em termos de nitrogênio, estão entre 0,5 e 1,0  $mg NH_4^+ L^{-1}$ .

## PRINCIPAIS FATORES AMBIENTAIS QUE INTERFEREM NA NITRIFICAÇÃO

De acordo com Von Sperling (1997), diferentes fatores ambientais influenciam diretamente na taxa de crescimento dos organismos nitrificantes:

### a) Temperatura:

Para cada acréscimo de aproximadamente 7 °C, a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes dobra e, inversamente, cada queda de 7 °C implica a redução da taxa de crescimento à metade. Wef et al. (2005) afirmam que o processo de nitrificação pode ocorrer em uma ampla faixa de temperatura, com valores ótimos entre 35 e 42 °C.

Fontenot et al. (2007) testaram diferentes temperaturas (22, 28, 37 e 45 °C) em um Reator Batelada Sequencial (RBS) aplicado ao tratamento do efluente proveniente da atividade de aquicultura de camarão, objetivando a remoção de nitrogênio e carbono. Os resultados obtidos demonstram que, na faixa de 22 a 37 °C, ocorre

desempenho satisfatório na remoção das espécies nitrogenadas avaliadas, sendo estas superiores a 89%.

De acordo com Downing (1978), a temperatura influencia diretamente na taxa de crescimento máxima dos microrganismos nitrificantes, o que pode ser descrito por:

$$\mu_{max(T)} = \mu_{max(20^{\circ}C)} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que:

$\mu_{max(T)}$ : taxa de crescimento máxima a uma temperatura T ( $d^{-1}$ );

$\theta$ : coeficiente de temperatura;

T: temperatura (°C).

O coeficiente de temperatura é descrito numa faixa de 1,08 a 1,13, com aplicação usual de 1,10 (VON SPERLING, 2002).

### b) pH:

A taxa de nitrificação apresenta faixa ótima de pH entre 7,2 a 8,0. A taxa de nitrificação diminui consideravelmente em pH inferior a 6,0. Nesse sentido, Jeschke et al. (2013) afirmam que o acúmulo de amônia observada em ambientes naturais ou sistemas de tratamento se deve à inibição do processo causada por valores ácidos de pH no meio de reação.

Downing (1978) afirma que em pH inferior a 7,2 a taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes decresce com o pH, de acordo com a equação 6, a qual tem faixa de validade entre pH 6,0 e 7,2.

$$\mu_{max(pH)} = \mu_{max} [1 - 0,83 (7,2 - pH)] \quad \text{Eq. (6)}$$

Em que:

$\mu_{max(T)(pH)}$ : taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes para um dado pH ( $d^{-1}$ );

$\mu_{max}$ : taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes em pH de 7,2 ( $d^{-1}$ ).

Relacionada ao pH, tem-se a alcalinidade, a qual representa a capacidade tampão do meio de reação. Muitas vezes, o monitoramento da alcalinidade se torna mais importante que o monitoramento do pH, uma vez que, pequenas quedas de pH podem representar elevado consumo de alcalinidade.

**c) Oxigênio dissolvido:**

A concentração crítica, abaixo da qual a nitrificação não se processa, encontra-se em torno de  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ . No entanto, valores mais elevados devem ser mantidos no tanque de aeração, para que em todas as regiões a concentração de oxigênio dissolvido seja superior à concentração crítica (VON SPERLING, 1997).

De acordo com Von Sperling (1996), a aeração é uma operação unitária importante para os processos aeróbios de tratamento de efluentes. Desde que o meio esteja deficiente de oxigênio, há uma tendência natural de esse gás passar da fase gasosa para a fase líquida, onde existe um déficit. O oxigênio é um gás que apresenta baixa solubilidade em um líquido, o que remete à necessidade de aceleração do processo natural de oxigenação, para que a concentração de oxigênio do meio possa estar de acordo com a taxa de seu consumo pelas bactérias responsáveis pela oxidação da matéria orgânica. Entre os processos de tratamento de efluentes a utilizarem a aeração artificial, encontram-se as lagoas aeradas, lodos ativados e reatores aerados.

Há duas formas principais de se produzir a aeração artificial (VON SPERLING, 1996):

- 1)** aeração por ar difuso, em que ar ou oxigênio é introduzido no líquido;
- 2)** aeração superficial ou mecânica, em que se realiza uma grande turbulência, expondo o líquido, na forma de

gotículas, ao ar, resultando na entrada de ar atmosférico no meio líquido.

Zenatti et al. (2009), ao avaliarem o efeito da aeração, com dois níveis de ar comprimido ( $3$  e  $6 \text{ L.min}^{-1}$ ), na eficiência do processo de nitrificação da água residuária do abate de tilápia em um reator operando em batelada sequencial com biofilme, observaram que a maior vazão de ar comprimido aplicado ao processo, com um tempo de reação de 12 h, resulta em maior remoção de nitrogênio amoniacal do efluente líquido tratado biologicamente.

**d) Substâncias tóxicas ou inibidoras:**

Podem inibir o crescimento das bactérias nitrificantes. Diante disso, muitas vezes é necessário um pré-tratamento para a eliminação de substâncias indesejáveis ao tratamento biológico, viabilizando o processo (VON SPERLING, 1997).

## DESNITRIFICAÇÃO

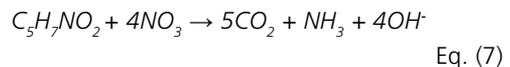
O oxigênio é o aceptor de elétrons nos processos de respiração aeróbia. Entretanto, na ausência de oxigênio, passam a predominar organismos que têm a capacidade de utilizar outros ânions inorgânicos como aceptores de elétrons, como os nitratos, sulfatos e carbonatos. Será utilizado primeiramente aquele que estiver disponível no meio e cuja reação libere a maior quantidade de energia. Para o tratamento de efluentes, ambos os requisitos podem ser satisfeitos pelos nitratos, oriundos do processo de nitrificação (VON SPERLING, 1997).

Entre os fatores que afetam esse processo, podem ser citados: a concentração de oxigênio dissolvido, a temperatura, o pH e a qualidade e quantidade das fontes de carbono (TONETTI et al., 2013).

Diante disso, na ausência de oxigênio, os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como aceptores de elétrons na respiração, sendo reduzidos a nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>). A desnitrificação resulta em efetiva remoção de nitrogênio da massa líquida, uma vez que, o nitrogênio gasoso é liberado para a atmosfera (VON SPERLING, 2007). Como já existe uma elevada quantidade desse gás na atmosfera, sua liberação pelo processo de desnitrificação não representa um problema ambiental (HOSSAKA et al., 2012).

Para que o processo de desnitrificação ocorra, é necessária uma fonte de carbono

orgânico que atuará como doador de elétrons, a qual pode ser adicionada ao efluente (metanol, por exemplo) ou estar naturalmente disponível. Para o carbono orgânico do esgoto doméstico, a reação de desnitrificação é dada por:

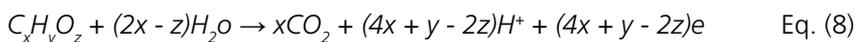


Em que:

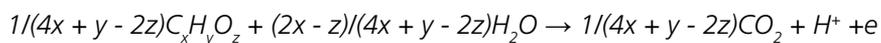
C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>: composição típica da célula bacteriana. Incluindo assimilação, o consumo é de aproximadamente 3 mg C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub> / mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N, ou 4,5 mg DBO<sub>5</sub> / mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N.

De maneira mais detalhada, Bueno (2011) afirma que a desnitrificação corresponde à redução de nitrato para nitrogênio molecular, tendo material orgânico como agente redutor. Dessa forma, ao considerar a fórmula geral estrutural C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>O<sub>z</sub> para o material orgânico utilizado como redutor no processo desnitrificante, as reações de redução e oxidação podem ser descritas da seguinte forma:

#### Oxidação:



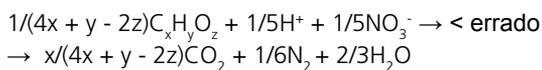
Ou:



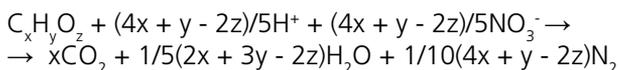
#### Redução no caso de nitrato:



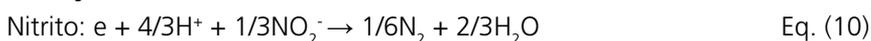
#### Redox:



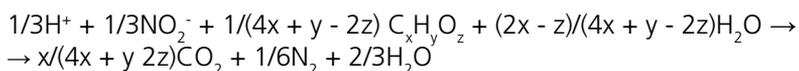
Ou:



#### Redução no caso de Nitrito:



#### Redox:



De acordo com Bueno (2011), é mais vantajoso usar a nitratação em vez da nitratação para a remoção do nitrogênio presente em efluentes líquidos, uma vez que o consumo de oxigênio dissolvido é 25% inferior. No processo de desnitrificação, a demanda de fonte externa de carbono para a redução de nitrito é 60% da demanda para o processo de redução de nitrato.

Quando uma fonte externa de carbono é adicionada, esta deve ter baixo custo, não ser tóxica, não causar danos ao ambiente e estimular a completa redução do nitrato sem a necessidade de adaptação da microbiota. O composto suplementar deve ainda ser facilmente disponível durante todo o ano e ter uma cinética adequada ao processo (TONETTI et al., 2013).

Kummer et al. (2011) avaliaram o processo de desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia utilizando como fonte externa de carbono a água residuária proveniente do processamento da mandioca em fecularia. Foram avaliados cinco níveis de relação DQO:N (0,1; 1,0; 3,2; 5,4 e 6,3). Os resultados obtidos mostraram que a relação DQO:N teve influência significativa sobre o processo de remoção de nitrato e nitrito, com faixa ótima de operação entre 3,2 e 5,4, cujas eficiências de remoção de nitrogênio foram de 100%.

## PRINCIPAIS FATORES AMBIENTAIS QUE INTERFEREM NA DESNITRIFICAÇÃO

De acordo com Von Sperling (1997), comparadas com as bactérias nitrificantes, as bactérias desnitrificantes são muito menos sensíveis às condições ambientais. Entretanto, alguns fatores devem ser levados em consideração como, por exemplo:

### a) Oxigênio dissolvido:

A ausência de oxigênio dissolvido é um pré-requisito para a ocorrência da desnitrificação. A necessidade é que haja condições anóxicas no floco. Dessa maneira, pode ser que haja reduzidos teores de oxigênio dissolvido no meio líquido e, mesmo assim ocorra a desnitrificação, pelo fato de as bactérias estarem num microambiente anóxico no floco. Essa condição foi constatada no estudo realizado por Kummer et al. (2011), que, ao avaliarem diferentes condições de agitação (20; 32; 60; 88 e 100 rpm) sobre o processo de desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia, não observaram efeito significativo sobre a remoção das formas oxidadas de nitrogênio: nitrito e nitrato.

### b) Temperatura:

O efeito da temperatura manifesta-se na taxa de crescimento das bactérias desnitrificantes. A reação de desnitrificação ocorre em uma faixa de 0 a 50 °C, com valores ótimos entre 35 e 50 °C. Henze et al. (2001) afirmam que, em temperaturas inferiores a 5 °C, a taxa de desnitrificação é reduzida, a qual aumenta com o aumento gradativo da temperatura até aproximadamente 35 °C. Entretanto, temperaturas entre 20 e 30 °C são amplamente empregadas em estações de tratamento de efluentes líquidos.

### c) pH:

Deve situar-se próximo à neutralidade, evitando-se valores inferiores a 6,0 e superiores a 8,0. Entretanto, de acordo com Henze et al. (2001), em valores de pH inferiores a 7,0, ocorre a produção de óxidos de nitrogênio, tóxicos ao processo.

**d) Substâncias tóxicas ou inibidoras:**

A desnitrificação ocorre após o processo de nitrificação. Como as bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis a substâncias tóxicas do que as bactérias heterotróficas responsáveis pela desnitrificação, caso haja a presença destas substâncias no meio de reação, é bem provável que a desnitrificação seja reduzida pela simples razão da nitrificação ter sido inibida.

## ANAMMOX

Existem várias técnicas de tratamento para a redução do impacto ambiental de espécies nitrogenadas sobre o meio natural, onde as bactérias com atividade anammox (do inglês *anaerobic ammonium oxidation*) têm recebido especial destaque. Tais bactérias possuem elevada capacidade de transformação das espécies nitrogenadas presentes em água residuais em nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) e apresentam crescente aplicação devido à sua alta eficiência e baixo custo (SCHEEREN et al., 2011).

Um dos principais fatores que devem ser observados é o isolamento de bactérias do tipo anammox, uma vez que apresentam algumas complicações (DALSGAARD et al., 2005). Os microrganismos anammox fazem parte de um grupo interessante de bactérias com muitas propriedades raras ou únicas, com tempo de duplicação de aproximadamente 11 dias e fisiologia distinta de outros membros do grupo, uma vez que, são anaeróbias e quimiolitotróficas (ARAÚJO et al., 2010).

Pelo processo anammox, em condições anóxicas, a amônia é convertida em nitrogênio gasoso, com nitrito como aceptor de elétrons. Este processo autotrófico reduz o consumo de oxigênio e não necessita

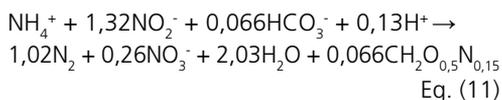
de uma fonte de carbono orgânico. Além disso, o rendimento da biomassa é baixo, produzindo reduzida quantidade de iodo (FUX et al., 2002).

O processo anammox pode ser conjugado com outros processos, com o intuito de maximizar a remoção de nitrogênio. Processos como a nitrificação parcial promovem um tratamento prévio e, assim, fornecem condições ótimas do efluente de entrada do anammox (afluente); possibilitando uma maior eficiência de remoção de nitrogênio. Uma possível alternativa é adaptá-lo ao tratamento de efluentes de biodigestores após a nitrificação parcial (SCHEEREN et al., 2011).

Nesse mesmo sentido, Van Dongen et al. (2001) afirmam que o processo anammox, em combinação com o processo SHARON (sistema composto de um único reator usado para promover intensa remoção de amônia até nitrito, do inglês *Single Reactor System for High Activity Ammonia Removal Over Nitrite*), constitui-se como uma importante alternativa para remoção de compostos nitrogenados de efluentes contendo alta concentração de amônia e pequenas quantidades de matéria orgânica biodegradável. Além disso, a combinação desses dois processos possibilita a redução da demanda de oxigênio em torno de 60%, quando comparado com o processo tradicional de nitrificação, e não necessita da adição de fonte externa de carbono, a exemplo do processo tradicional de desnitrificação.

O processo anammox transforma os íons amônio e nitrito em nitrogênio gasoso. Para que esta transformação seja eficiente, a reação que ocorre deve seguir o balanço estequiométrico, na faixa de 1:1,32 (amônio:nitrito) (SCHEEREN et al., 2011). A estequiometria referente à produção de nitrogênio gasoso pelo processo anammox,

de acordo com Oshiki et al. (2013), é apresentada na Equação 11:



O crescimento autotrófico das bactérias anammox, combinado com a necessidade de alta manutenção da célula devido ao crescimento muito lento, resulta em uma estequiometria com baixa produção de biomassa, sendo esta mais uma vantagem do processo (FUX et al., 2002; ARAÚJO et al., 2010).

## CONCLUSÕES

Com o desenvolvimento das atividades antrópicas, a poluição dos recursos ambientais tem se intensificado. Como consequência direta de diferentes processos agroindustriais, tem-se a geração de efluentes líquidos altamente poluidores aos cursos hídricos receptores, quando não adequadamente tratados, o que se deve principalmente à elevada concentração de nutrientes, em especial o nitrogênio, responsável pelo processo de eutrofização.

Nesse contexto, torna-se necessário o aprimoramento das técnicas tradicionais – como os processos de nitrificação e desnitrificação – e o desenvolvimento de técnicas inovadoras – como o processo anammox para a remoção das frações nitrogenadas presentes em efluentes líquidos –, tendo em vista a necessidade da redução dos custos envolvidos, a complexidade do processo e a necessidade de maximização da eficiência obtida.

Nesse âmbito, a realização de estudos na área de tratamento de efluentes líquidos exerce importante função prática, tendo em

vista a necessidade da adequação constante das técnicas utilizadas. O tratamento biológico aplicado à remoção de nitrogênio em efluentes líquidos destaca-se devido à redução dos custos envolvidos em comparação às técnicas físico-químicas, justificando sua ampla aplicação atual.

## REFERÊNCIAS

ARAÚJO, J. C.; CAMPOS, A. P.; CORREA, M. M. S.; SILVA, E. C.; VON SPERLING, N.; CHERNICHARO, C. A. L. Enriquecimento de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia – Anammox. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 205-212, 2010.

BUENO, R. F. **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

COURTENS, E. N. P.; BOON, N.; DE SCHRYVER, P.; VLAEMINCK, S. E. Increased salinity improves the thermotolerance of mesophilic nitrification. **Environmental Biotechnology**, v. 98, p. 4691-4699, 2014.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERTSEN, M.; JEHLICH, N.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, R. H.; VON BERGEN, M.; RATTEI, T.; BENDINGER, B.; NIELSEN, P. H.; WAGNER, M. Complete nitrification by Nitrospira bacteria. **Nature**, v. 528, p. 504-509, 2015.

- DALSGAARD, T.; THAMDRUP, B.; CANFIELD, D. E. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in the marine environment. **Research in Microbiology**, v. 156, n. 1, p. 457-464, 2005.
- DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. 2007. 103 f. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2007.
- DOWNING, A. L. **Selected subjects in waste treatment**. 3. ed. DELFT, IHE., 1978.
- FONTENOT, Q.; BONVILLAIN, C.; KILGEN, M.; BOOPATHY, R. Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 1700-1703, 2007.
- FUX, C.; BOEHLER, M.; HUBER, P.; BRUNNER, I.; SIEGRIST, H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. **Journal of Biotechnology**, v. 99, n. 3, p. 295-306, 2002.
- GREENE, S.; TAYLOR, D.; McELARNEY, Y. R.; FOY, R. H.; JORDAN, P. An evaluation of catchment-scale phosphorus mitigation using load apportionment modelling. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 221-222, 2011.
- HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, O.; BRASIL, D. P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 197-204, 2010.
- HENZE, M.; HARREMÖES, P.; ARVIN, E.; LA COUR JANSEN, J. **Wastewater treatment: biological and chemical processes**. 3. ed. Springer, Berlin, Germany.
- HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P.; LOPES, D. D. Evaluation of nitrite accumulation in biological treatment systems, aiming at shortcut denitrification. **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n. 3, p. 261-267, 2012.
- HU, Z.; LOTTI, T.; KREUK, M.; KLEERBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.; KRUIT, J.; JETTEN, M. S. M.; KARTAL, B. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 8, p. 2807-2812, 2013.
- JESCHKE, C.; FALAGÁN, C.; KNÖLLER, K.; SCHULTZE, M.; KOSCHORRECK, M. No Nitrification in Lakes Below pH 3. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 14018-14023.

- KUMMER, A. C. B.; ANDRADE, L.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; HASAN, S. D. M.; MACHADO, F. Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 150-157, 2011.
- LIU, S. X. **Food and Agricultural Wastewater utilization and Treatment**. 1. ed. USA: Blackwell Publishing, 2007. 277 p.
- RAHMAN, M. S.; ENCARNACION, G.; CAMPER, A. K. Nitrification and potential control mechanisms in simulated premises plumbing. **Water Research**, v. 45, n. 17, p. 5511-5522, 2011.
- SARAIVA, L. B.; KOETZ, P. R. Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 8, n. 3, p. 259-264, 2002.
- SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O processo anammox como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1289-1297, 2011.
- SEITZINGER, S. P.; MAYORGA, E.; BOUWMAN, A. F.; KROEZE, C.; BEUSEN, A. H. W.; BILLEN, G.; VAN DRECHT, G.; DUMONT, E.; FEKETE, B. M.; GARNIER, J.; HARRISON, J. A. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, p. 1-16, 2010.
- TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHOM B.; GUIMARÃES, J. R.; FADINI, P. S.; NICOLAU, C. E. Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 381-392, 2013.
- VAN DONGEN, U.; JETTEN, M. S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 1, p. 153-160, 2001.
- VAN KESSEL, M. A. H. J.; SPETH, D. R.; ALBERTSEN, M.; NIELSEN, P. H.; OP DEN CAMP, H. J. M.; KARTAL, B.; JETTEN, M. S. M.; LÜCKER, S. Complete nitrification by a single microorganism. **Nature**, v. 528, p. 555-559, 2015.
- VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água**. 1. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Minas Gerais: 2007. 588 p.
- VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Minas Gerais: 1997. 428 p.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte. DESA-UFMG. p. 428, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 1. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Minas Gerais: 1996. 211 p.

Water Environment Federation – WEF. American Society of Civil Engineers – ASCE; Environmental Water Resource Institute – EWRI. (2005). **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants (Asce Manual and reports on Engineering Practice)**. McGraw-Hill, New York.

ZENATTI, D. C.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; COSTANZI, R. N.; HASAN, S. D. M.; GENTELINI, A. L. Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 6, p. 750-754, 2009.

ZHENG, M.; LIU, Y-C.; XU, K-N.; WANG, C-W.; HE, H.; ZHU, W.; DONG, Q. Use of low frequency and density ultrasound to stimulate partial nitrification and simultaneous nitrification and denitrification. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 537-542, 2013.

---

Recebido em: 02/03/2016

Aceito em: 12/09/2016