

II-292 - EFEITO DA APLICAÇÃO DE DIFERENTES RELAÇÕES DQO/N SOBRE O PROCESSO ANAMMOX

Cíntia Dutra Leal ⁽¹⁾

Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Especialista em Microbiologia Ambiental e Industrial pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Escola de Engenharia/UFMG.

Juliana Calábria de Araújo ⁽²⁾

Bióloga pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestre e Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo - USP.

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo ⁽³⁾

Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutor em Environmental Engineering pela University of Newcastle Upon Tyne - Inglaterra. Pós-doutorado pela University of New South Wales - Austrália.

Alyne Duarte Pereira ⁽⁴⁾

Bióloga pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre e Doutoranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Escola de Engenharia/UFMG.

Fernando Terra Nunes ⁽⁵⁾

Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Endereço ⁽¹⁾: Av. Presidente Antônio Carlos, 6627 - Pampulha - Belo Horizonte - MG - CEP: 31.270 -901 - Brasil - Tel: (31) 3409-3603 - e-mail: cintia@desa.ufmg.br

RESUMO

O processo Anammox, que promove a oxidação anaeróbia da amônia, possui vantagens sobre a tradicional combinação de nitrificação e desnitrificação e vem sendo estudado para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. Estudos apontam que o processo Anammox é muito utilizado e adequado no tratamento de efluentes contendo alta concentração de N-amoniacal ($> 500 \text{ mg N/L}$) e baixas concentrações de carbono ($\text{DQO/N} < 0,5 \text{ gDQO gN}^{-1}$), como lixiviado de aterro, efluente de digestor de lodo e efluentes industriais. Entretanto, são poucos os trabalhos que tenham pesquisado a aplicação do processo para efluentes com baixas concentrações de N-amoniacal e que ainda contenham carbono, na forma de DQO. Compostos orgânicos estão presentes em praticamente todos os tipos de efluentes, e promovem efeitos adversos à atividade de micro-organismos anammox, como inativação enzimática e a competição pelo aceptor de elétrons (nitrito) entre bactérias anammox, que são autotróficas, e bactérias heterotróficas desnitrificantes. O efeito de diferentes relações DQO/N sobre a remoção de compostos nitrogenados em um reator em batelada sequencial com atividade anammox foi avaliado aplicando um efluente sintético composto por amônio, nitrito e glicose (como fonte de carbono). Os resultados demonstraram que relações acima de 2,8 DQO/N ($\geq 390 \text{ mg}$) foram capazes de reduzir a eficiência remoção de amônia (68,76%), porém o nitrito continuou sendo consumido. A concentração de DQO de 487 mg L^{-1} (relação DQO/N 3,5) reduziu a eficiência de remoção de amônio do RBS de 68,7% para 21,7%. Já para o teste com a relação 5,0 DQO/N (300 mg L^{-1}), as concentrações de N-NO_2^- e N-NH_4^+ foram reduzidas para 30 mg L^{-1} , e a eficiência de remoção obtida foi de 87,67%, a eficiência de remoção de nitritos permaneceram elevados (99%).

PALAVRAS-CHAVE: Processo Anammox, relação DQO/N, Glicose

INTRODUÇÃO

A presença de compostos nitrogenados ou efluentes contendo nitrogênio provenientes de diferentes indústrias, práticas de fertilização e esgotos pode impactar negativamente os ambientes aquáticos e causar consumo de oxigênio dissolvido e eutrofização nos corpos d'água receptores. O nitrogênio, na maioria das vezes, está presente nos efluentes na forma de amônia e é removido por processos físico-químicos e biológicos. Várias pesquisas vêm sendo realizadas para desenvolver estratégias para reduzir a quantidade de nitrogênio amoniacal nas águas residuárias.

As principais fontes de nitrogênio orgânico lançadas na natureza são os esgotos domésticos, os dejetos de animais e os efluentes altamente proteicos de certos processos industriais. As proteínas são moléculas coloides, insolúveis em água, e sofrem hidrólise pela ação de enzimas bacterianas, liberando os aminoácidos, que sofrem desaminação por meio da atividade bacteriana, resultando na liberação de grupos amina e na produção de nitrogênio reduzido.

Há duas formas de nitrogênio reduzido: amônia (NH_3) e amônia ionizada ou íon amônio (NH_4^+). Outro importante composto orgânico de nitrogênio é a ureia (H_2NCONH_2), que é o maior componente da urina. Nas águas residuárias, a urina também sofre hidrólise através da atividade bacteriana, resultando na produção de nitrogênio reduzido.

O efluente das estações de tratamento de esgotos (ETE) contém compostos de nitrogênio orgânico e inorgânico na forma de amônia ionizada. Aproximadamente 60% dos resíduos nitrogenados em ETE estão na forma orgânica e 40% na forma inorgânica. Em geral, a faixa de concentração de N-amoniaco nos esgotos sanitários predominantemente domésticos situa-se entre 20 e 35 mgN.L^{-1} , com valor típico de 25 mgN.L^{-1} (von SPERLING, 2005). Cabe ressaltar que as concentrações de N-amoniaco tendem a aumentar cerca de 30% após o pré-tratamento em etapa anaeróbia (ALMEIDA, 2012).

A remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento tem sido tradicionalmente realizada por processos microbiológicos que ocorrem em duas etapas distintas, a nitrificação seguida pela desnitrificação. A primeira etapa é aeróbia, na qual bactérias nitrificantes oxidam amônio a nitrito e nitrato. Em um segundo passo o nitrato formado na primeira etapa é convertido em nitrogênio gasoso, por bactérias quimiorganotróficas que requerem uma fonte de carbono para a desnitrificação. Há necessidade de um eficiente sistema de aeração para o desenvolvimento das nitrificantes, e a adição de um substrato apropriado pode ser necessária para completar a desnitrificação. Em virtude da elevada quantidade de biomassa gerada, há preocupação com o tratamento e descarte do lodo excedente.

A remoção de nitrogênio é um tema importante no tratamento de águas residuárias. Por ser uma alternativa às tecnologias biológicas convencionais de remoção de nitrogênio, o processo de oxidação anaeróbia da amônia (Anammox) vem sendo estudado nas últimas duas décadas. O processo Anammox possui como principais vantagens a redução de custos operacionais com aeração e a ausência da necessidade de adição de fontes externas de carbono, que são requeridas nos processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente. As principais desvantagens do processo estão associadas ao lento crescimento das bactérias anammox e o pequeno rendimento de biomassa, o que pode aumentar consideravelmente o tempo de partida dos reatores (GAO; TAO, 2011).

Este trabalho se justifica pela necessidade de estudo a respeito dessas bactérias e de sua utilização para a remoção de nitrogênio amoniacal de águas residuárias. Apesar dos avanços nos estudos acerca do processo Anammox e do sucesso de sua aplicação em diversos países, pesquisas em que esse processo foi utilizado para tratamento de efluentes contendo compostos orgânicos são raras na literatura e necessitam de maiores investigações, a fim de avaliar a viabilidade da aplicação do processo anammox para o tratamento desses efluentes.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Reator em Batelada Sequencial (RBS) utilizado no presente estudo foi o modelo BioFlo®/CelliGen® 115, marca New Brunswick/Eppendorf, com volume de trabalho de 2 litros. Esse fermentador permite o controle preciso das condições operacionais, como pH, oxigênio dissolvido, temperatura, fluxo de gases e agitação. Essa estabilidade operacional é importante para a seleção e cultivo de micro-organismos de crescimento lento, como as bactérias envolvidas no processo Anammox.

O RBS foi inoculado com biomassa proveniente de dois biorreatores com atividade anammox, utilizados em trabalhos anteriores do grupo de pesquisa de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Os inóculos estão caracterizados abaixo:

- **Inóculo 1:** Biomassa proveniente de reator em batelada sequencial que apresentava atividade anammox. Pereira *et al.*, (2014) selecionou e cultivou bactérias anammox a partir de um sistema de lodos ativados de estação de tratamento de esgotos domésticos em RBS, e após 1 ano de cultivo foram obtidas cerca de 10.1% de bactérias anammox do gênero *Candidatus Brocadia* na biomassa selecionada.
- **Inóculo 2:** Biomassa proveniente de reator anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo com atividade anammox. Costa *et al.*, (2014), a partir de lodo de um sistema alagado construído não plantado (wetland), que recebia efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico, conseguiu selecionar bactérias anammox. Os autores verificaram cerca de 11% de bactérias anammox do gênero *Candidatus Brocadia* na biomassa cultivada.

O reator em batelada sequencial (RBS) foi operado em dois ciclos, o primeiro ciclo com duração de 7 horas e o segundo com duração de 17 horas. Cada ciclo compreende três etapas: a) fase de alimentação, na qual o afluente é introduzido no reator (com agitação contínua); b) fase de decantação, na qual a agitação do sistema é desligada e permite a decantação da biomassa; e c) fase de retirada da fase líquida, onde o efluente é coletado para análises. O reator é operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas e retenção total de biomassa.

O RBS foi alimentado com meio de cultura mineral e autotrófico (VAN DE GRAAF *et al.*, 1996; DAPENAMORA *et al.*, 2004). As concentrações iniciais de N-NO_2^- e N-NH_4^+ afluentes foram de aproximadamente 150 mg.L^{-1} e 120 mg.L^{-1} , respectivamente. Estas concentrações foram aumentadas gradativamente à medida que o processo anammox ficou estável. A concentração máxima de nitrito afluente ao RBS foi próxima de 200 mg.L^{-1} e a de amônia 150 mg.L^{-1} .

O monitoramento do RBS foi realizado através das análises físico-químicas, de modo a verificar seu desempenho quanto à eficiência de remoção de amônia e de nitrito. O pH, a temperatura e o oxigênio dissolvido foram determinados por sondas e sensores do próprio reator, e foram anotados a cada ciclo. As amostras coletadas para as análises físico-químicas foram do afluente (meio sintético) e do efluente do reator. A Tabela 1 apresenta as análises realizadas dos meios afluente e efluente, a frequência e a metodologia aplicada.

Tabela 1: Parâmetros de Análise, frequência e métodos analíticos

Parâmetro	Método	Frequência	Referência
DQO total	Titulométrico	3 vezes por semana	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrito	Colorimétrico	3 vezes por semana	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrato	Cromatografia iônica (IC 850 Metrohm)	3 vezes por semana	APHA <i>et al.</i> (2012)
N-amoniaco	Colorimétrico	3 vezes por semana	APHA <i>et al.</i> (2012)

TESTE COM DIFERENTES RELAÇÕES DQO/N

A demanda química de oxigênio (DQO) é um parâmetro utilizado como indicador do conteúdo orgânico de águas residuárias e superficiais, e bastante utilizado no monitoramento de estações de tratamento de efluentes. Foram testadas diferentes relações DQO/N (Tabela 2) e as concentrações foram aumentadas gradativamente para verificar a partir de qual valor haveria efeito negativo sobre o processo Anammox.

Foi adicionada uma solução de glicose, como fonte de carbono. Com base no consumo teórico de oxigênio pelos micro-organismos, para a oxidação de 1 mol de glicose, que são 180g, são necessários 6 mols de oxigênio (192g) ou 192g de DQO, conforme a equação I abaixo:



A solução de glicose foi adicionada ao reator com auxílio de seringas de 50 mL de volume por meio de um septo de borracha localizado na parte superior do RBS, durante o ciclo longo no início da fase de alimentação do ciclo de 17 horas, e a concentração da solução variou conforme a relação DQO/N testada. As variações das

concentrações de DQO foram importantes para o estudo da influência da relação carbono/nitrogênio (DQO/N) sobre o processo Anammox. Amostras do afluente e do efluente do reator foram coletadas para caracterização físico-química conforme já apresentado na Tabela 1. As condições para os testes das diferentes relações DQO/N e os períodos de teste para cada relação DQO/N estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Ensaios para o teste das diferentes relações DQO/N

Etapas	DQO/N	DQO teórica (mg O ₂ /l)	Nitrogênio Total (mg/l)	Solução glicose (mg/l)	Período
A	0,7	97,5	140,0	91,41	1 semana
B	1,4	195,0	140,0	182,81	3 semanas
C	2,8	390,0	140,0	365,63	3 semanas
D	3,5	487,5	140,0	457,03	3 semanas
E	5,0	300,0	60,0	281,25	3 semanas

Considerou-se como controle (referência da remoção de nitrogênio pelo processo Anammox no RBS), o período de operação precedente aos ensaios com diferentes relações DQO/N. Este período foi considerado para a comparação realizada, porque nele prevaleceram condições de operação semelhantes às utilizadas durante o período de alimentação do reator com a glicose.

RESULTADOS

A concentração afluente de N-NH_4^+ e N-NO_2^- do reator anterior ao teste com diferentes relações DQO/N era de 150 mg.L^{-1} e 200 mg.L^{-1} respectivamente. Os resultados demonstraram que no período anterior à adição de glicose ao reator, havia boa remoção dos compostos nitrogenados, o que é evidenciado pelas baixas concentrações de N-NH_4^+ efluente, variando entre 0 e $8,54 \text{ mg.L}^{-1}$, e de N-NO_2^- efluente, as quais permaneceram entre 0 e $2,49 \text{ mg.L}^{-1}$. As médias de eficiência de remoção de nitrito foram iguais a 97% para os dois ciclos. As médias de remoção de amônio foram de 97% e 92% para os ciclos longo e curto, respectivamente. Nesta fase de operação foi observado o consumo simultâneo de N-NO_2^- e N-NH_4^+ , na proporção estequiométrica média de 1,38, valor próximo ao descrito na literatura para bactérias anammox de $1,32 \text{ N-NO}_2^-/\text{N-NH}_4^+$ (STROUS *et al.* 1999). O valor médio de pH foi igual a $7,45 (\pm 0,26)$, a temperatura permaneceu em 35°C e o oxigênio dissolvido ficou entre 0,0 e 0,5. Nas Figuras 1 e 2 são apresentados os resultados das concentrações afluentes e efluentes de N-NH_4^+ e N-NO_2^- durante os dois ciclos de operação do reator, 17 horas e 7 horas, respectivamente, ao longo dos primeiros 340 dias de operação.

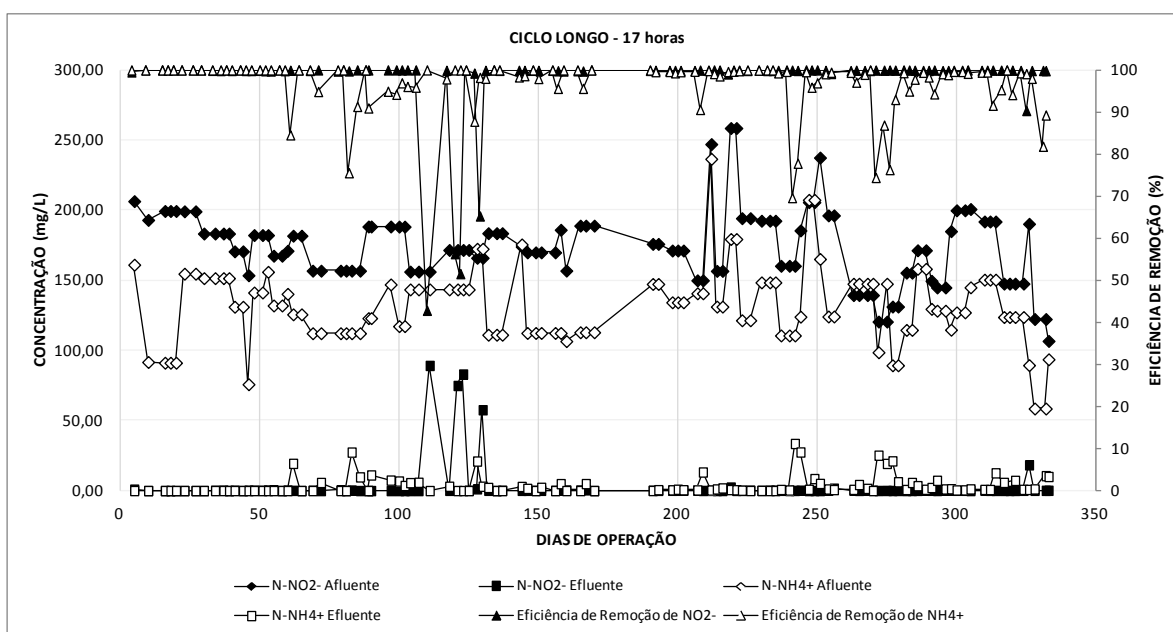


Figura 1: Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiências de remoção do ciclo longo

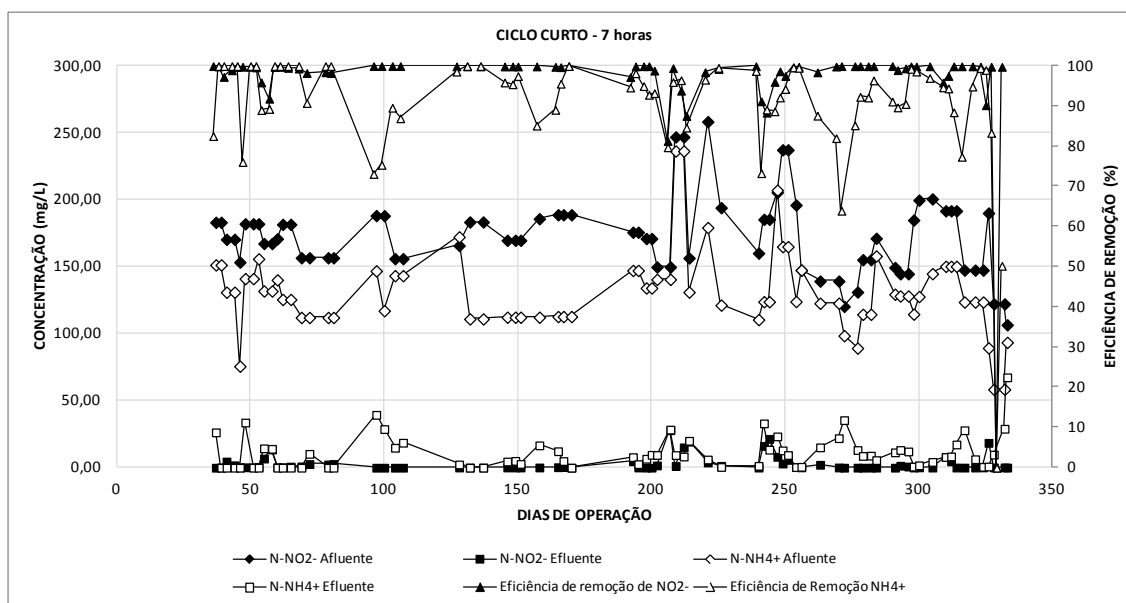


Figura 2: Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiências de remoção do ciclo curto

Para a realização do experimento com a glicose, os valores afluentes de N-NH_4^+ e N-NO_2^- foram reduzidos para 60 mg L^{-1} e 80 mg L^{-1} , respectivamente, para as relações DQO/N de 0,7, 1,4, 2,8 e 3,5. Conforme os resultados obtidos nestas etapas, verificou-se que o aumento da proporção aplicada afetou negativamente a remoção de N-NH_4^+ , inibindo o processo Anammox, principalmente na etapa onde a relação DQO/N foi de 3,5:1 e a eficiência de remoção do N-NH_4^+ foi de 21,68%. Por esse motivo, o reator ficou 34 dias sem receber glicose, com o objetivo de recuperar a eficiência de remoção e as concentrações afluentes de N-NH_4^+ e N-NO_2^- foram reduzidas 30 mgL^{-1} para se testar a relação DQO/N de 5,0. A inibição do processo Anammox por matéria orgânica pode ocorrer devido à inativação enzimática, podendo ser irreversível e levar à morte celular (GÜVEN *et al.*, 2005). Outro mecanismo proposto é a competição pelo aceptor de elétrons (nitrito) entre bactérias anammox, que são autotróficas, e bactérias heterotróficas desnitrificantes. Ou seja, para que o composto orgânico possa ser oxidado por bactérias desnitrificantes em condições anóxicas, o íon nitrito será consumido por esses micro-organismos. Como as bactérias heterotróficas são capazes de crescer mais rapidamente que as autotróficas, acabam por eliminar as bactérias anammox na competição, inibindo assim sua atividade (GÜVEN *et al.*, 2005; CHANCHOI *et al.*, 2008; LACKNER *et al.*, 2008; MOLINUEVO *et al.*, 2009).

O valor médio do coeficiente N-NO_2^- consumido/ N-NH_4^+ consumida sob as diferentes relações DQO/N foi de 3,38. O valor médio de pH durante o período de aplicação da glicose foi igual a $6,83 (\pm 0,17)$. A Tabela 3 apresenta os resultados médios para as eficiências de remoção de N-NH_4^+ e N-NO_2^- e as Figuras 3 e 4 apresentam a dinâmica dos compostos nitrogenados no período do teste com as diferentes relações DQO/N nos dois ciclos de operação do reator. Para comparar a eficiência de remoção de N-NH_4^+ e N-NO_2^- com relação às diferentes relações DQO/N e períodos de operação do RBS, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$), seguido pelo teste de comparações múltiplas entre medianas ($\alpha = 5\%$). Foi verificado que houve diferença significativa entre as medianas obtidas, a um nível de significância de 5% (p-valor = 0,016), para a remoção de N-NH_4^+ . Entretanto, não foi considerada significativa a remoção de N-NO_2^- a um nível de significância igual a 5% (p-valor = 0,0882).

Tabela 3: Eficiência de remoção de N-NH_4^+ e N-NO_2^- observada no teste com diferentes relações DQO/N

Relação DQO/N	DQO (mg L^{-1})	Eficiência de Remoção de N-NH_4^+ (%)		Eficiência de Remoção de N-NO_2^- (%)	
		Ciclo Longo (17 horas)	Ciclo Curto (7 horas)	Ciclo Longo (17 horas)	Ciclo Curto (7 horas)
0,7	95,00	95,82	81,20	99,78	99,90
1,4	195,00	83,65	77,00	99,88	98,52
2,8	390,00	68,76	53,48	99,81	99,87
3,5	487,50	21,68	32,87	99,85	99,77
5,0	300,00	87,67	75,35	99,65	99,61

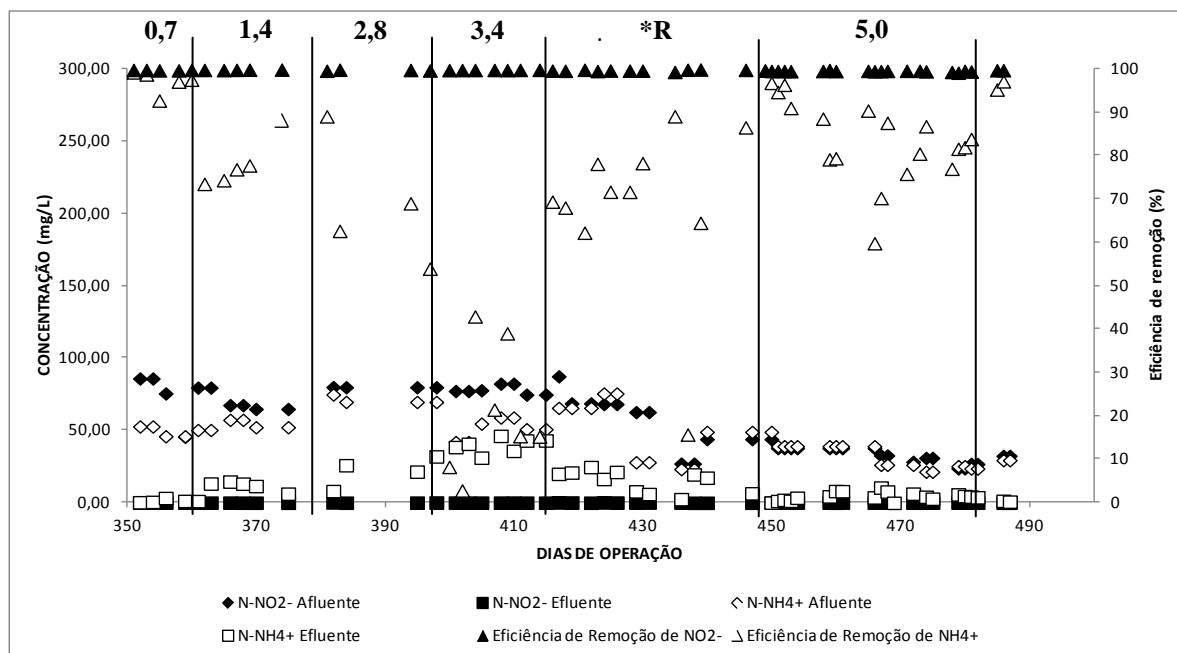


Figura 3: Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiências de remoção do ciclo longo (17 horas) durante o teste com diferentes relações DQO/N. O período *R refere-se à etapa de recuperação do reator, onde não foi adicionado glicose.

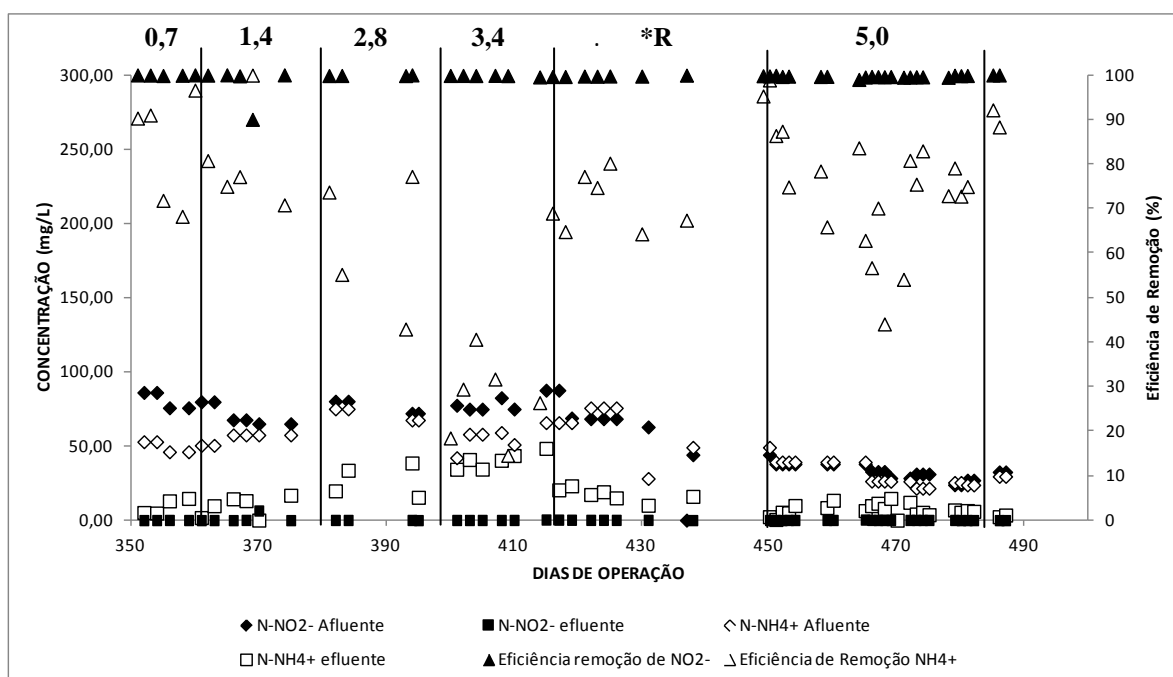


Figura 4: Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiências de remoção do ciclo curto (7 horas) durante o teste com diferentes relações DQO/N. O período *R refere-se à etapa de recuperação do reator, onde não foi adicionado glicose.

Um estudo para identificar a faixa de DQO e a razão DQO/N que afeta o processo Anammox, foi realizado por Chamchoi *et al.* (2008). Os autores verificaram que o aumento gradativo da concentração de DQO inibiu gradualmente a atividade de bactérias anammox, favorecendo concomitantemente a atividade de bactérias

desnitrificantes. O estudo demonstrou uma operação concorrente dos processos Anammox e desnitrificação. A supressão da atividade anammox foi observada pelo monitoramento da eficiência do processo, que ocorreu a uma concentração de DQO na faixa de 300 mg L⁻¹ ou razão DQO/N de aproximadamente 2,0. Resultados semelhantes foram obtidos por Molinuevo *et al.* (2009), que constataram que efluentes de suinocultura com concentrações de DQO variando de 112 mg.L⁻¹ a 136 mg.L⁻¹ inibiram a remoção de amônia em reatores anammox, aumentando a atividade de micro-organismos desnitrificantes.

Jenni *et al* (2014) aplicaram os processos de nitrificação/Anammox para tratar o efluente de um digestor instalado em uma estação de tratamento de esgoto na Suíça. Os autores utilizaram um reator operado em bateladas sequenciais, tendo o acetato e glicose como fontes de carbono. A relação DQO/N foi elevada gradativamente até 1,4gDQO gN⁻¹, com eficiência de remoção de até 85% de nitrogênio. A composição da comunidade de bactérias anammox foi avaliada e os autores constataram que a alternância de acetato e glicose não influenciou negativamente a comunidade e houve predomínio da bactéria *Candidatus Brocadia fulgida*.

CONCLUSÕES

Com base no estudo realizado, conclui-se que o processo Anammox tem potencial para o tratamento de efluentes que contenham matéria orgânica em sua constituição. Entretanto, para sua aplicação em efluentes reais, recomendam-se maiores investigações sobre as concentrações de DQO e relações DQO/N, bem como a definição de condições operacionais que favoreçam o processo Anammox.

AGRADECIMENTOS

À FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais) e ao CNPq pelo apoio ao desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC: APHA, 2012.
2. ALMEIDA, P. G. S. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2012. 221 f. Tese. (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2012.
3. CHANCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHIMIDT, J. E. Inactivation of anammox communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (anammox) and denitrification. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 3331-3336, 2008.
4. COSTA, M.C.; CARVALHO, L.; LEAL, C.D.; DIAS, M.F.; MARTINS, K.L.; GARCIA, G.B.; MANCUELO, I.D.; HIPÓLITO, T.; MAC CONELL, E.A.; OKADA, D.; ETCHEBEHERE, C.; CHERNICHARO, C.A.; ARAUJO, J.C. Impact of inocula and operating conditions on the microbial community structure of two anammox reactors. *Environ. Technol.* v.35, p.1–12, 2014.
5. DAPENA-MORA, A.; VAN HULLE, S.W.H.; CAMPOS, J.L.; MENDEZ, R.; VAN ROLLEGHEM, P.A.; JETTEN, M.; Enrichment of anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, v. 79, n. 12, p. 1421-1428, 2004.
6. GAO, D. W.; TAO, Y. Versatility and application of anaerobic ammonium- oxidizing bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 91, n. 4, p. 887-894, 2011.
7. GÜVEN, D.; DAPENA, A.; KARTAL, B.; SCHIMID, M. C.; MAAS, B.; VAN DE PAS-SCHOONEM, K.; SOZEN, S.; MENDEZ, R.; OP DEN CAMP, H. J. M.; JETTEN, M.; STROUS, M.; SCHIMIDT, I. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, p. 1066-1071, 2005.
8. JENNI, S.; VLAEMINCK, S.E.; MORGENROTH, E.; UBERT, K.M. Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios. *Water Research*. v.49, p. 316-326. 2014

9. LACKNER, S.; TERADA, A.; SMETS, B. F. Heterotrophic activity compromises autotrophic nitrogen removal in membrane-aerated biofilms: results of a modeling study. *Water Research*, v. 42, p. 1101-1112, 2008.
10. MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M. C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. Anammox from ammonia removal from pig manure effluents: effect of matter organic content on process performance. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 2171-2175, 2009.
11. PEREIRA, A.D.; LEAL, C.D.; DIAS, M.F.; ETCHEBEHERE, C.; CHERNICHARO C.A.L.; ARAÚJO, J.C. Effect of phenol on the nitrogen removal performance and microbial community structure and composition of an anammox reactor. *Bioresouce Technology*, vol. 166, p.103-111, 2014.
12. STROUS, M.; KUENEN J. G.; JETTEN M. S. M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied Environmental and Microbiology*, v. 65, p. 3248-3250, 1999.
13. van DE GRAAF, A. A. V.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, v. 142, p. 2187-2196, 1996.
14. von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.