

II-027 - EFEITO DA DILUIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NO DESENVOLVIMENTO DE BIOMASSA ANAMMOX

Camilla Geraldi Menegon⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP).

Matheus Ribeiro Augusto⁽²⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG). Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI). Doutorando em Ciências, Área de Engenharia Hidráulica e Ambiental, na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP).

Marcelo Zaiat⁽³⁾

Engenheiro Químico e Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). Professor Titular do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP.

Theo Syrto Octavio de Souza⁽⁴⁾

Engenheiro Civil e Doutor em Ciências, Área de Engenharia Hidráulica e Saneamento, pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). Professor Doutor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA) da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP)

Endereço⁽¹⁾: Av. Prof. Almeida Prado, 83, trav.2, Cidade Universitária - Butantã - São Paulo - SP- CEP: 05508-900 - Brasil - Tel: +55 (11) 3091-5538 - e-mail: cgmeneqon@gmail.com

RESUMO

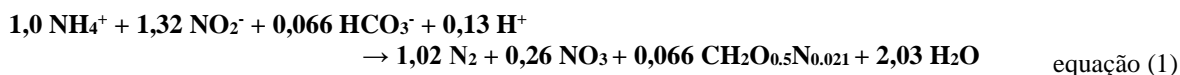
Anammox é um processo biológico autotrófico de conversão do nitrogênio amoniacal a gás nitrogênio na ausência de oxigênio. O nitrito, também substrato do processo, atua como receptor final de elétrons. Apresenta grandes benefícios econômicos em relação aos processos biológicos convencionais de remoção de nitrogênio, principalmente para águas residuárias com elevados níveis de nitrogênio amoniacal. No entanto, devido ao lento crescimento da biomassa, o processo ainda exibe dificuldades e restrições para aplicação em larga escala. O objetivo desse estudo foi avaliar o enriquecimento de biomassa anammox a partir de diferentes diluições de lixiviado maduro de aterro sanitário. Foram testadas três diferentes diluições (10, 25 e 50%; v/v) em duplicata, operando-se, portanto, seis reatores em batelada e em paralelo. NaNO_2 foi adicionado como substrato complementar para os microrganismos. Verificou-se, ao final do experimento (aproximadamente 520 dias de operação), que somente a duplicata operada com as maiores diluições (10% de lixiviado, o que representa aproximadamente $200 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$) apresentou atividade anammox, constatada através da comparação entre os coeficientes estequiométricos experimentais e teóricos do processo. Nos demais reatores, alimentados com menores diluições, a biomassa sofreu forte inibição pelo nitrito e não se desenvolveu. Esse comportamento também foi reportado em outros trabalhos recentes sobre enriquecimento anammox. Foram realizados ensaios cinéticos com a biomassa da duplicata que apresentou atividade anammox. Os reatores apresentaram as seguintes velocidades específicas de consumo de substrato: $0,58$ e $0,64 \text{ mg N-NH}_4^+ (\text{g SSV}^{-1}) \text{ h}^{-1}$ para nitrogênio amoniacal; $0,49$ e $0,63 \text{ mg N-NO}_2^- (\text{g SSV}^{-1}) \text{ h}^{-1}$, para nitrito. Verificou-se, portanto, que o enriquecimento de biomassa anammox, utilizando-se lixiviados de aterros sanitários como meio, é possível, desde que sejam adotadas maiores diluições. As diluições de 25 e 50% (500 e $1000 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$, aproximadamente) não propiciaram condições favoráveis para o crescimento da biomassa, mesmo após 520 dias de operação.

PALAVRAS-CHAVE: Anammox, Lixiviados de Aterros Sanitários, Nitrogênio Amoniacal, Remoção de Nitrogênio.

INTRODUÇÃO

O processo anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) consiste na conversão biológica do nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) a gás nitrogênio (N_2) e uma pequena parcela de nitrato (N-NO_3^-) na ausência de oxigênio, conforme equação 1. É realizado por bactérias quimioautotróficas, pertencentes ao filo *Planctomycetes*, que utilizam N-NH_4^+ como fonte de energia (doador de elétrons) e nitrito (N-NO_2^-) como receptor final de elétrons (TCHOBANOUGLOUS et al., 2013; LI et al., 2014). Sua ocorrência foi confirmada por Mulder et al. (1995)

em meados da década de 1990 na Holanda e ainda é objeto de estudo de diversas pesquisas, principalmente na área de tratamento de águas residuárias.



Os processos convencionais de remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias são baseados nas reações sequenciais de nitrificação e desnitrificação convencional. No entanto, esta última reação é heterotrófica e demanda, portanto, fonte orgânica de carbono prontamente biodegradável. Essa pode ser uma grande limitação para águas residuárias com elevados níveis de N-NH_4^+ , mas pouca ou nenhuma matéria orgânica biodegradável, como lixiviado maduro (mais de 10 anos) de aterro sanitário. Nesses casos é necessário realizar a adição de fontes exógenas de carbono, encarecendo e muitas vezes inviabilizando a técnica. Dessa maneira, o processo anammox, por ser completamente autotrófico, apresenta grande potencial para águas residuárias com baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) (WANG et al., 2010; TCHOBANOUGLOUS et al., 2013; LI et al., 2014).

Para aplicação do processo anammox, é necessário que o meio apresente N-NH_4^+ e N-NO_2^- em proporção próxima a 1:1. Para isso, normalmente realiza-se a nitrificação (conversão de N-NH_4^+ a N-NO_2^-) parcial da água residuária a montante (sistema SHARON + Anammox) ou até mesmo simultaneamente ao processo anammox (sistemas CANON e OLAND). A adoção dessas novas tecnologias completamente autotróficas pode resultar em uma economia de 60% no consumo de oxigênio (redução do consumo de energia), 100% em doadores de elétrons exógenos e grande redução da geração de lodo de excesso, resultando em até 90% de redução nos custos de manutenção do sistema (TCHOBANOUGLOUS et al., 2013; ALI; OKABE, 2015).

O grande empecilho da aplicação do processo em larga escala é a baixa velocidade de crescimento das bactérias anammox. O tempo de duplicação pode variar entre 2,1 e 11 dias, para uma temperatura média de 30°C (condição favorável), o que resulta em uma taxa de crescimento específico entre 0,065 e 0,334 d⁻¹ (CONNAN et al., 2016). Segundo Yin et al. (2016), o tempo de duplicação pode ser ainda maior, entre 11 e 20 dias. Dessa maneira, o tempo de enriquecimento da biomassa anammox pode ser muito elevado quando realizado a partir de lodo convencional, variando entre 4 meses e 1 ano, mesmo para condições controladas (pH, temperatura, OD, entre outros) e ausência de substâncias inibidoras (CONNAN et al., 2016).

Lixiviados de aterros sanitários são efluentes líquidos gerados no interior das células de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), a partir da biodegradação da matéria orgânica, da própria umidade do resíduo e da contribuição das infiltrações de águas pluviais. São águas residuárias com elevados níveis de material orgânico dissolvido (ácidos orgânicos e compostos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro compostos inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^-), com destaque para o N-NH_4^+ , e podem apresentar também metais tóxicos (Cr^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} e Zn^{2+}) e compostos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros). Apresentam, portanto, grande potencial poluidor para os solos, águas superficiais e subterrâneas (GOMES, 2009; WANG et al., 2010; BOVE et al., 2015).

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário ainda permanece como um grande desafio, principalmente em países emergentes como o Brasil, e o processo anammox surge como um potencial tratamento para remoção do excesso de N-NH_4^+ . A presente pesquisa estuda e avalia o enriquecimento de biomassa anammox utilizando-se, como meio, diferentes diluições de lixiviado maduro de aterro sanitário.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o enriquecimento de biomassa anammox, usando diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nitrogênio amoniacal, alcalinidade e micronutrientes. Isto se baseou na hipótese de que lixiviados de aterros sanitários, quando aplicados em diluição adequada, podem gerar ambiente propício para o desenvolvimento da comunidade microbiana de interesse.

METODOLOGIA UTILIZADA

Foram operados, durante aproximadamente 520 dias, reatores em batelada visando o enriquecimento da biomassa anammox. Testaram-se três diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário como meio de cultura, em duplicata, operando-se, portanto, seis reatores em paralelo: A e A'; B e B'; C e C'.

Os reatores consistiram de frascos Duran com volume reacional de 500 mL e foram lacrados com um conjunto de tampa e septo de silicone, a fim de se manterem condições anaeróbias no *headspace* dos frascos. Os reatores foram protegidos da luz e constantemente agitados a aproximadamente 150 rpm com uso de mesa agitadora.

Os reatores foram inoculados com lodo anaeróbio do fundo de uma lagoa de lixiviado de aterro sanitário, e utilizou-se como hipótese a possibilidade da existência de microrganismos anammox nesse lodo específico. Cada reator foi inoculado com 100 mL do lodo.

Os reatores foram alimentados com lixiviado maduro de aterro sanitário, caracterizado pela baixa relação DBO/DQO. Este efluente permaneceu estocado em galões vedados. A cada batelada, ou seja, a cada nova alimentação, o lixiviado foi diluído com água deionizada em proporção adequada de acordo com a condição experimental. Nitrito de sódio (NaNO_2) foi adicionado como o substrato complementar para os microrganismos anammox, em estequiometria equimolar (1:1) em relação ao nitrogênio amoniacal esperado em cada frasco. Essa proporção foi aproximada, entretanto, devido à variabilidade do lixiviado utilizado em cada alimentação.

A tabela 1 apresenta as condições experimentais e operacionais adotadas nos reatores A, B e C.

Tabela 1: Condições experimentais nos reatores A, B e C.

REATORES	DILUIÇÃO DO LIXIVIADO (v/v)	N-NH_4^+ ESPERADO (mg N L^{-1})	NaNO_2 ADICIONADO (g L^{-1})	N-NO_2^- ESPERADO (mg N L^{-1})
A	10%	200	0,9857	200
B	25%	500	2,4643	500
C	50%	1000	4,9286	1000

Após o 92º dia iniciou-se a coleta de amostra (uma vez por semana, para cada reator), a fim de se observar se ocorria o consumo de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrito (N-NO_2^-) concomitantemente à geração de nitrato (N-NO_3^-), conforme a reação do processo anammox (equação 1). O fim de cada batelada era constatado através do esgotamento dos substratos fornecidos. Sendo assim, era realizada a troca do meio líquido com adição de nova alimentação. Para tal, o conteúdo dos frascos era centrifugado a 3600 rpm por 15 minutos, separando-se a biomassa presente do efluente a ser descartado. Os reatores eram realimentados com suas respectivas diluições de lixiviado e a biomassa centrifugada era ressuspensa.

No final do experimento, foram realizados ensaios cinéticos com a biomassa dos reatores que exibiram atividade anammox, a fim de se verificar as velocidades específicas de consumo do substrato. Para isso, os reatores foram realimentados normalmente, ou seja, com as concentrações pré-estabelecidas de lixiviado e NaNO_2 . Eles permaneceram protegidos da luz e sob agitação constante. Antes do início do ensaio, foram retiradas duas amostras de cada reator para determinação da concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV). O ensaio cinético teve duração de 32,5 horas, sendo que as amostras foram coletadas a cada 30 minutos nas primeiras duas horas, a cada hora nas oito horas seguintes e de duas em duas horas no restante do ensaio. As velocidades de consumo dos substratos foram obtidas a partir do ajuste linear dos dados. Dividiram-se os valores pela concentração de SSV, para determinação das velocidades específicas.

Todas as análises físico-químicas (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- e SSV) foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

RESULTADOS OBTIDOS

Ao final do experimento, somente os reatores A (diluição do lixiviado de 10%) apresentaram atividade anammox. A figura 1 apresenta o perfil de variação dos compostos nitrogenados nos reatores A ao longo de todo experimento (7 bateladas).

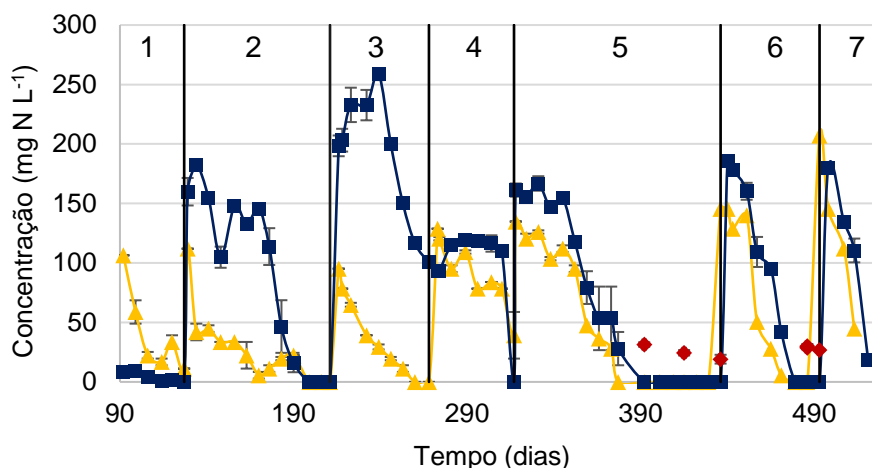


Figura 1: Concentração de N-NH₄⁺ (▲), N-NO₂⁻ (■) e N-NO₃⁻ (◆) presentes nos reatores A ao longo do experimento. O desvio padrão das duplicatas é representado pelas barras nos pontos experimentais, e as linhas verticais representam eventos de nova alimentação dos reatores (novas bateladas).

Para confirmar a atividade anammox, o consumo dos substratos (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻) e a produção de N-NO₃⁻ das três últimas bateladas (5, 6 e 7) foram analisados e comparados com os coeficientes estequiométricos (equação 1).

As Tabelas 2 e 3 apresentam o consumo de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ e a geração de N-NO₃⁻, em termos de concentração e de número de mols (estequiometria), respectivamente. Para calcular os coeficientes estequiométricos reais (tabela 3), obtidos no experimento, consideraram-se as médias das bateladas 5, 6 e 7, apresentadas na tabela 2.

Tabela 2: Consumo de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ e a produção de N-NO₃⁻.

BATELADA	N-NH ₄ ⁺ CONSUMIDO (mg N L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ CONSUMIDO (mg N L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ PRODUZIDO (mg N L ⁻¹)
5	134,8	160,5	31,4
6	145,6	184,6	29,9
7	162,4	162,7	26,9
MÉDIA	147,6	169,3	29,4

Tabela 3: Coeficientes estequiométricos do consumo de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ e produção de N-NO₃⁻.

COEFICIENTE ESTEQUIOMÉTRICO	CONSUMO DE N-NH ₄ ⁺	CONSUMO DE N-NO ₂ ⁻	PRODUÇÃO DE N-NO ₃ ⁻
REAL	1	1,15	0,20
ESPERADO	1	1,32	0,26
DESVIO	-	13%	23%

A relação observada entre o consumo de N-NH_4^+ e N-NO_2^- e a geração de N-NO_3^- foi, portanto, 1:1,15:0,20, o que não diverge muito do esperado para o processo anammox (1:1,32:0,26). O desvio da quantidade consumida de N-NO_2^- em relação ao esperado foi de 13% e o da quantidade gerada de N-NO_3^- foi de 23%.

A figura 2 mostra a evolução das concentrações de compostos nitrogenados ao longo do experimento para os reatores B. Ao todo, foram operadas três bateladas nos reatores da duplicata B. É nítido que, concomitante ao consumo de nitrogênio amoniacal, ocorreu produção de nitritos nestes reatores, provavelmente devido à entrada de oxigênio nos frascos em evento de realimentação dos mesmos. Somando-se a isso a geração pouco expressiva de nitrato, fica descaracterizado o processo anammox.

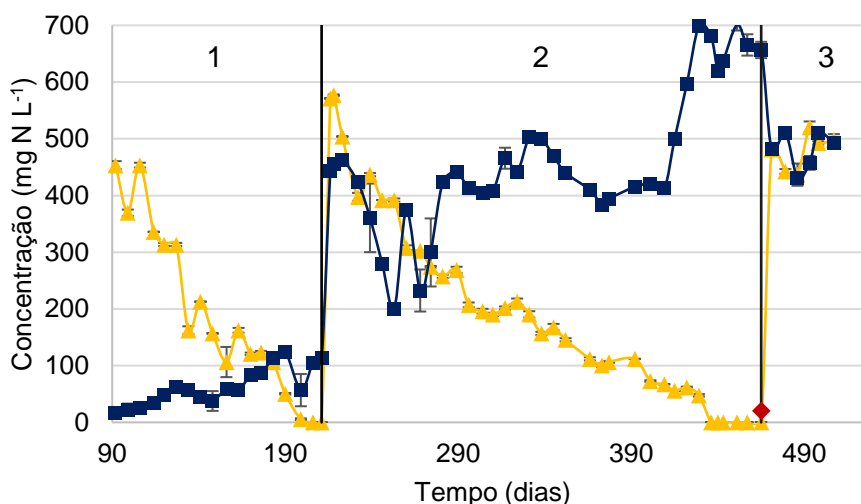


Figura 2: Concentração de N-NH_4^+ (\blacktriangle), N-NO_2^- (\blacksquare) e N-NO_3^- (\blacklozenge) presentes nos reatores B ao longo do experimento. O desvio padrão das duplicatas é representado pelas barras nos pontos experimentais, e as linhas verticais representam eventos de nova alimentação dos reatores (novas bateladas).

A figura 3 mostra as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato nos reatores C durante o tempo de operação do experimento, em que foi necessária apenas uma realimentação dos mesmos, resultando em duas bateladas. Em semelhança aos reatores B, nesta duplicata houve consumo de nitrogênio amoniacal e produção de nitrito, sem que fosse observada geração de nitrato, fatores que descartam a hipótese da ocorrência do processo de interesse nos reatores C.

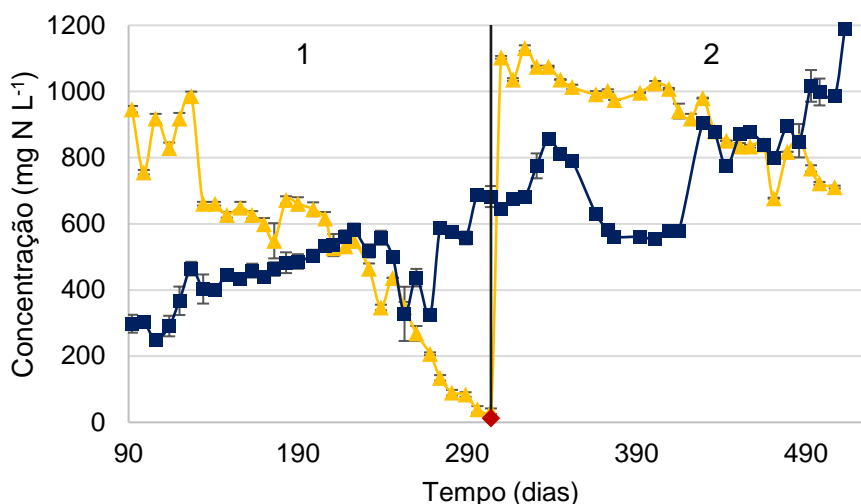


Figura 3: Concentração de N-NH_4^+ (\blacktriangle), N-NO_2^- (\blacksquare) e N-NO_3^- (\blacklozenge) presentes nos reatores C ao longo do experimento. O desvio padrão das duplicatas é representado pelas barras nos pontos experimentais, e a linha vertical representa nova alimentação dos reatores (nova batelada).

Uma vez observada possibilidade de atividade anammox apenas nos reatores A, foram realizados ensaios para determinação de parâmetros cinéticos (velocidades específicas de consumo do substrato) apenas nestas duplicatas. Os parâmetros cinéticos de ordem zero obtidos para consumo de N-NH_4^+ foram de 0,58 e 0,64 mg N-NH_4^+ (g SSV^{-1}) h^{-1} para as duplicatas A e A', respectivamente. Já os parâmetros cinéticos de consumo de N-NO_2^- foram de 0,49 e 0,63 mg N-NO_2^- (g SSV^{-1}) h^{-1} , para as mesmas duplicatas.

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Somente os reatores A apresentaram atividade anammox, mesmo após mais de 500 dias de operação. As duplicatas B e C foram alimentadas com menores diluições de lixiviado (25 e 50%, respectivamente) e maiores concentrações de N-NO_2^- (500 e 1000 $\text{mg N-NO}_2^- \text{L}^{-1}$). Embora o N-NO_2^- seja requerido no processo, concentrações elevadas podem inibir o metabolismo desse grupo de bactérias. Scaglione et al. (2012) verificaram, a partir de ensaios em bateladas com biomassa anammox adaptada a lixiviado de aterro sanitário, que concentrações de N-NO_2^- próximas a 500 $\text{mg N-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ inibem quase completamente o processo anammox para uma exposição prolongada. Connan et al. (2016) realizaram o enriquecimento de biomassa anammox variando-se também as concentrações iniciais de N-NO_2^- , mas entre 25 e 150 $\text{mg N-NO}_2^- \text{L}^{-1}$. Os autores também verificaram a inibição pelo substrato para os reatores com maiores níveis de N-NO_2^- , visto que após quatro meses de experimento somente os reatores que partiram de baixas concentração de N-NO_2^- (25 $\text{mg N-NO}_2^- \text{L}^{-1}$) apresentaram atividade anammox.

Como observado na figura 1, após a batelada 4 as concentrações medidas de N-NH_4^+ e N-NO_2^- nos reatores A passaram a apresentar comportamento muito semelhante, o que pode ser considerado um indicativo de atividade anammox, uma vez que esses compostos foram consumidos simultaneamente a uma taxa similar.

As análises pontuais de N-NO_3^- para os reatores A mostraram que, ao fim dos ciclos/bateladas 5, 6 e 7, concentrações da ordem de 30 $\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ foram produzidas nos reatores. Como apresentado nas tabelas 2 e 3, os coeficientes estequiométricos obtidos de consumo de N-NO_2^- e geração de N-NO_3^- desviaram pouco dos valores teóricos esperados, aproximadamente 13 e 23%, respectivamente. Essa análise também pode ser considerada mais um indicativo de atividade anammox. Além disso, ao final do experimento foram identificados, no interior do reator, grânulos marrom-avermelhados (Figura 4), assim como Van Hulle et al. (2010) descreve a biomassa anammox.



Figura 4: Grânulos marrom-avermelhados formados nos reatores A

Em relação à cinética de reação, os parâmetros obtidos foram bastante baixos, quando comparados com outros reportados na literatura. Martins et al. (2014) obtiveram velocidades específicas de consumo de N-NH_4^+ em reator anammox de até 31,6 mg N-NH_4^+ (g SSV^{-1}) h^{-1} , quando mantido a temperatura de 37 °C. Embora temperaturas mais altas sejam favoráveis neste caso, no presente experimento ficou evidente que a biomassa apresentou enriquecimento ainda incipiente, necessitando de mais tempo para desenvolver seu pleno potencial.

Isso demonstra a dificuldade de enriquecimento da biomassa anammox, nesse caso mesmo após mais de 500 dias de operação dos reatores, o que representa um dos principais desafios na aplicação do processo em escala real.

CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

O processo anammox foi alcançado com o uso de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nitrogênio amoniacal, alcalinidade e micronutrientes. No entanto, verificou-se atividade somente nos reatores A, alimentados com 10% de lixiviado (aproximadamente 200 mg N-NH₄⁺ L⁻¹). Nos reatores B e C, alimentados com menores diluições (25 e 50%, respectivamente), a biomassa anammox sofreu forte inibição por N-NO₂⁻ e não se desenvolveu mesmo após mais de 500 dias de operação.

Recomenda-se, portanto, para enriquecimento de biomassa anammox, iniciar a adaptação com concentrações não muito elevadas de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻. Nesse trabalho, obteve-se êxito com concentração de 200 mg N-NH₄⁺ L⁻¹, porém, a biomassa enriquecida ao final do experimento ainda se apresentava em baixa concentração e, portanto, com pequena atividade. Em geral, na literatura é recomendado partir de concentrações ainda menores do que as adotadas, para evitar a inibição pelo substrato e promover o maior crescimento da biomassa.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processos 400563/2013-4, 313182/2013-2 e 151834/2015-6) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALI, M.; OKABE, S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, v. 141, p. 144-153, 2015.
2. APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005.
3. CONNAN, R.; DABERT, P.; KHALIL, H.; BRIDOUX, G.; BÉLINE, F.; MAGRÍ, A. Batch enrichment of anammox bacteria and study of the underlying microbial community dynamics. *Chemical Engineering Journal*, v.297, p.217-228, 2016.
4. GOMES, L. P. (Coord.) Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360 p.
5. LI, H.; ZHOU, S.; MA, W.; HUANG, P.; HUANG, G.; QIN, Y.; XU, B.; OUYANG, H. Long-term performance and microbial ecology of a two-stage PN-ANAMMOX process treating mature landfill leachate. *Bioresource Technology*, v. 159, p. 404-411, 2014.
6. MARTINS, T. H.; SOUZA, T. S. O.; VARESCHE, M. B. A. Feeding Strategies for Enrichment and Characterization of Anammox Biomass in a Sequencing Batch Reactor. *American Journal of Analytical Chemistry*, v.5, n.14, p.891-900, 2014.
7. SCAGLIONE, D.; RUSCALLEDA, M.; FICARA, E.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. Response to high nitrite concentrations of anammox biomass from two SBR fed on synthetic wastewater and landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, v.209, p.62-68, 2012.
8. TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F.; ABU-ORF, M.; BOWDEN, G.; PFRANG, W (METCALF & EDDY/AECOM). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2013.
9. VAN HULLE, S. W. H.; VANDEWEYER, H. J. P.; MEESCHAERT, B. D.; VANROLLEGHEM, P. A.; DEJANS, P.; DUMOULIN, A. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, v.162, n.1, p.1-20, 2010.
10. WANG, C. C.; LEE, P. H.; KUMAR, M.; HUANG, Y. T.; SUNG, S.; LIN, J. G. Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant. *Journal of Hazardous Materials*, v. 175, n. 1-3, p. 622-628, 2010.
11. YIN, X.; QIAO, S.; ZHOU, J.; TANG, X. Fast start-up of the anammox process with addition of reduced graphene oxides. *Chemical Engineering Journal*, v.283, p.160-166, 2016.