

II-581 - INFLUÊNCIA DA AMÔNIA LIVRE NO ACÚMULO DE NITRITO EM REATORES SEQUENCIAIS ANAERÓBIO E AERÓBIO

Mariana Braga Nanes⁽¹⁾

Engenheira Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Mestre em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Juliana Cardoso de Moraes⁽²⁾

Engenheira Civil pela UFPE. Mestre e Doutora em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental) pela UFPE. Professora do Instituto Federal de Educação e Tecnologia de Pernambuco (IFPE).

Wanderli Rogério Moreira Leite⁽³⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade do Estado do Pará (UEPA). Mestre e Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor Adjunto da UFPE.

Lourdinha Florencio dos Santos⁽⁴⁾

Engenheira Civil pela UFPE. Mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Doutora em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora Titular da UFPE.

Mário Takayuki Kato⁽⁵⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela EESC-USP. Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Titular da UFPE.

Endereço⁽¹⁾: Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE. Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. CEP: 50740-530. Recife PE. E-mail: nanes.mariana@hotmail.com; kato@ufpe.br.

RESUMO

A remoção de nitrogênio dos esgotos sanitários é fundamental, tanto para promover o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e evitar a eutrofização e outros problemas ambientais, como para preservar a saúde humana. Vários sistemas vêm sendo desenvolvidos para aumentar a eficiência de tratamento e converter as várias formas de nitrogênio em nitrogênio gasoso, removendo assim esse nutriente dos esgotos sanitários. Este estudo tem como objetivo promover o acúmulo de nitrito em reator biológico sequencial anaeróbio/aeróbio, através da adição de inibidor químico (amônia livre, $N-NH_3$). A nitrificação parcial possibilita economia de oxigênio e matéria orgânica, aumentando a eficiência de remoção de nitrogênio do sistema. O experimento foi realizado com esgoto sintético e conduzido em dois reatores, sendo um reator anaeróbio, visando à remoção de matéria orgânica, e um segundo reator aeróbio de leito fixo para promover a nitrificação parcial. A biomassa foi imobilizada em espuma de poliuretano para beneficiar a retenção do lodo no reator aeróbio. Os resultados desse experimento mostraram que foi possível inibir as bactérias oxidantes de nitrito (BON) a uma concentração de $5 \text{ mg } N-NH_3.L^{-1}$, porém não houve acúmulo de nitrito. Apesar da baixa concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio ($1,8 \pm 0,2 \text{ mg } O_2.L^{-1}$), o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea foi evidenciado, sendo atribuído à formação de ambientes anóxicos pela presença de meio suporte e/ou por formação de rotas preferenciais do gás oxigênio no interior do reator.

PALAVRAS-CHAVE: Inibição, acúmulo de nitrito, nitrificação e desnitrificação simultânea.

INTRODUÇÃO

A remoção de nitrogênio nos efluentes é cada vez mais importante devido às consequências de seu lançamento no meio ambiente e aos seres humanos. O lançamento de esgotos sem tratamento enriquece as águas naturais com nutrientes, podendo causar eutrofização destes ambientes. A eutrofização gera um crescimento exagerado de algas, podendo prejudicar a sanidade de rios e lagos (SCHINDLER et al., 2016). Além dos problemas ambientais, o nitrogênio pode ser extremamente prejudicial ao homem, podendo inclusive levar à morte. As formas de nitrito e nitrato são carcinogênicas, sendo relacionados a diversos tipos de câncer (principalmente câncer de estômago), e à metahemoglobinemia ou síndrome do bebê azul (CHETTY & PRASAD, 2016). Portanto o tratamento de efluentes é imprescindível para a manutenção do bem-estar e da saúde humana, além da preservação das águas.

O tratamento terciário visando à remoção de nutrientes já é bastante consolidado, gerando diversas tecnologias para otimização dos processos. No caso da remoção de nitrogênio sistemas de nitrificação e desnitrificação simultânea (SND), oxidação anaeróbia de amônio (anammox) e nitrificação e desnitrificação via nitrito já são bastante aplicados em escala industrial.

A nitrificação parcial é um processo onde há encurtamento das reações de nitrificação por meio da inibição da nitratação. Sem a produção de nitrato há um menor consumo de oxigênio na nitrificação e menor demanda de carbono na etapa posterior de desnitrificação. Esse encurtamento proporciona a economia de cerca de 25% de oxigênio e de cerca de 40% de carbono (TURK & MAVINIC, 1986; 1989; WU et al. 2014). Assim, a nitrificação parcial proporciona uma economia de energia, oxigênio e substrato, além de redução na produção de lodo e de 20% na emissão de CO₂ na desnitrificação (TURK & MAVINIC, 1986). Há vários fatores interferentes no processo da nitrificação curta, sendo as principais: concentração de oxigênio dissolvido (OD) e controle da aeração, tempo de retenção celular, temperatura, pH e inibição pela concentração do substrato (GE et al., 2015).

Segundo Anthonisen et al. (1976), a concentração de amônia livre (N-NH₃) no sistema é em função da temperatura, do pH e da concentração de amônio no esgoto. A amônia é tóxica e inibe a atividade das bactérias nitrificantes, porém a inibição ocorre de forma desigual para os dois grupos de microrganismos envolvidos no processo. As bactérias oxidantes de amônio (BOA) são mais resistentes à amônia livre que as bactérias oxidantes de nitrito (BON) por possuírem o próprio amônio como substrato metabólico. O NH₃ é inibidor das BON a uma concentração de 0,1 a 1,0 mg.L⁻¹, enquanto a inibição das BOA ocorre a uma concentração de 10 a 150 mg.L⁻¹. Neste contexto, o presente trabalho visa promover o acúmulo de nitrito em reator sequencial anaeróbio/aeróbio em escala de bancada, utilizando amônia livre como inibidor químico.

OBJETIVO

Promover a nitrificação e desnitrificação via nitrito de esgoto sintético em um sistema de reatores sequenciais anaeróbio/aeróbio, utilizando-se amônia livre como inibidor químico da nitrificação completa.

METODOLOGIA

Aparato experimental

O aparato experimental foi composto por dois reatores em escala de bancada, sendo um reator anaeróbio, visando à remoção de matéria orgânica, e um segundo reator aeróbio para promover o acúmulo de nitrito. Os reatores foram construídos com tubo de polímero policloreto de vinila (PVC) e possuíam 0,60 m de altura e 0,10 m de diâmetro, perfazendo um volume útil de 4,71 L cada. O tempo de detenção hidráulico (TDH) total do sistema de tratamento em estudo foi de 30 horas, com vazão média de 7,54 L.dia⁻¹. A aeração no reator aeróbio foi promovida através de compressor com pedra porosa na saída de ar funcionando como difusor para melhor distribuição do oxigênio. No reator aeróbio foram inseridos 12 g de espuma de poliuretano com densidade D33 como meio suporte, a uma altura em torno de 20 cm de preenchimento do reator. Os materiais poliméricos têm sido amplamente usados para elevar a área superficial específica e beneficiar o crescimento de micro-organismos aderidos, apresentando inúmeras vantagens no seu uso como: melhor característica do lodo, menor perda de biomassa e maiores taxas de carregamento volumétrico. De acordo com O'Reilly et al. (2008) uma importante característica do leito fixo é possibilitar a coexistência de micro-organismos aeróbios e anóxicos no mesmo ecossistema. A representação esquemática do sistema é apresentado na Figura 1.

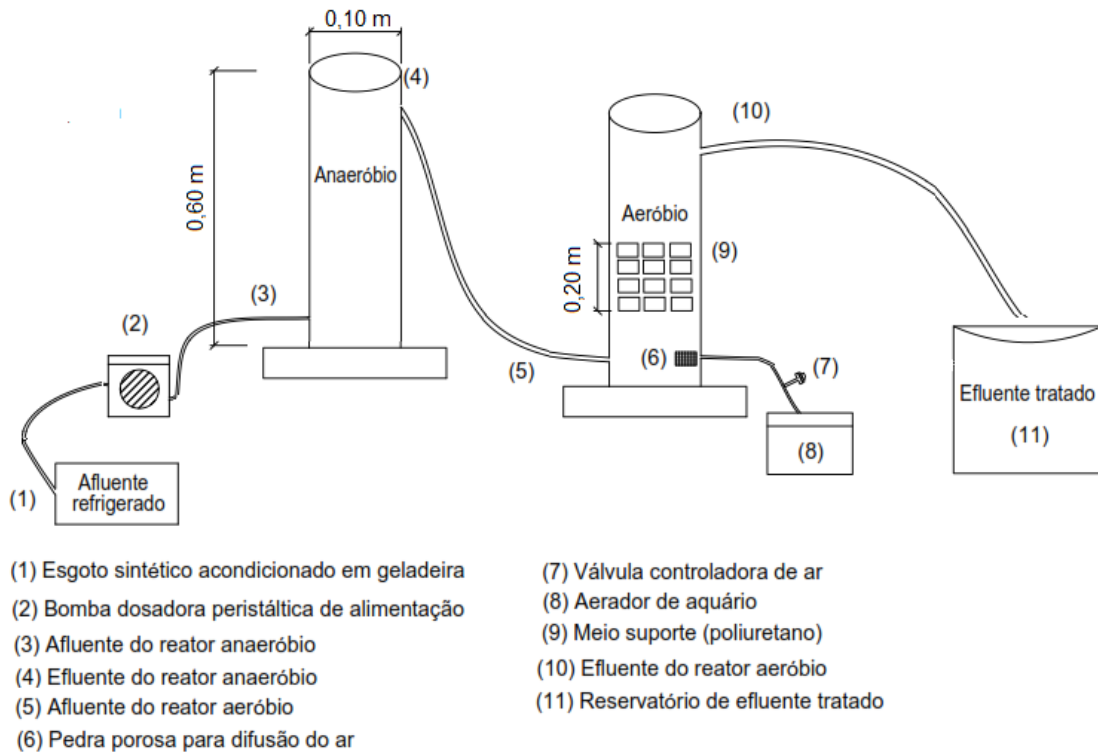


Figura 1. Representação esquemática do aparato experimental.

O reator anaeróbico foi inoculado com 1,5 L de lodo de reator UASB da Estação de Tratamento de Esgotos domésticos (ETE) Mangueira, localizada em Recife-PE. Para o reator aeróbico utilizou-se inóculo de um reator aeróbico escala piloto operado em batelada sequencial instalado nas dependências da referida ETE.

No experimento foi admitida a inibição da nitrificação completa através da alta concentração do íon amônio (NH_4^+) o qual, segundo Anthonisen et al. (1976), mantém-se em equilíbrio com a amônia livre (NH_3) em função da temperatura e do pH do meio (Equação 1). O controle do OD também possui grande importância, tendo em vista que as bactérias oxidantes da amônia (BOA) podem se proliferar em ambientes com baixa concentração de oxigênio, diferente das bactérias oxidantes de nitrito (BON) (YANG et al., 2010). Wiesmann (1994) observou que as BON apresentam boa taxa de nitrificação quando o meio reacional apresentou concentração de OD maior que $1,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. A vazão de aeração foi controlada de modo que a concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbico fosse menor que esse valor.

$$\text{Amônia livre (mgN - NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{N - \text{NH}_4^+ \times 10^{\text{pH}}}{\left[\exp\left(\frac{6884}{273 + \text{TC}}\right) \right] + 10^{\text{pH}}} \quad (\text{Equação 1})$$

Esgoto sintético

O esgoto sintético foi preparado segundo Torres (1992) e Moura (2011), cuja composição é apresentada na Tabela 1. Uma solução de macro e micronutrientes foi adicionada ao esgoto sintético no intuito de suprir suas necessidades nutricionais, mostradas nas Tabelas 2 e 3. A concentração de cloreto de amônio foi elevada para $590 \text{ mg NH}_4\text{Cl} \cdot \text{L}^{-1}$ durante a operação do sistema de tratamento para atingir a concentração de amônia livre requerida no experimento (Fase 2). O esgoto sintético foi preparado diariamente, armazenado em geladeira e mantido sob mistura através de uma bomba submersa localizada no reservatório de alimentação. A alimentação do sistema de tratamento foi realizada através de bomba dosadora (MS Tecnopon modelo DMC 400).

Tabela 1. Composição do substrato sintético Adaptado de Torres (1992) e Moura (2011).

Composição	Concentração (mg.L⁻¹)
Extrato de carne	267
Sacarose (20%)	35
Amido comercial (60%)	114
Celulose em pó (20%)	34
Cloreto de amônio	50

Tabela 2 – Composição da solução de sais minerais (TORRES, 1992).

Composição	Concentração (g.L⁻¹)
Cloreto de sódio (NaCl)	100
Cloreto de Magnésio (MgCl ₂ .6H ₂ O)	2,8
Cloreto de Cálcio (CaCl ₂ .2H ₂ O)	1,8

*** Torres (1992) ** Adaptado de Torres (1992) e Moura (2011)**

Tabela 3 – Composição da solução de micronutrientes (Adaptado de Torres (1992) e Moura (2011)).

Composição	Concentração (g.L⁻¹)
Ácido nitrilotriacético N(CH ₂ COOH) ₃	12,800
Cloreto férrico (FeCl ₃ .6H ₂ O)	1,350
Cloreto de sódio (NaCl)	1,000
Cloreto de níquel (NiCl ₂ .6H ₂ O)	0,120
Cloreto de manganês (MnCl ₂ .4H ₂ O)	0,100
Cloreto de cálcio (CaCl ₂ .2H ₂ O)	0,100
Cloreto de zinco (ZnCl ₂ anidro)	0,100
Selenito de sódio (Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O)	0,026
Cloreto de cobre (CuCl ₂ .2H ₂ O)	0,025
Cloreto de cobalto (CoCl ₂ .2H ₂ O)	0,024
Molibdato de sódio (NaMoO ₄ .2H ₂ O)	0,024
Ácido bórico (H ₃ BO ₃)	0,010

*** Torres (1992) ** Adaptado de Torres (1992) e Moura (2011)**

Amostragens e determinações analíticas

As coletas foram realizadas duas vezes por semana no afluente, efluente do reator anaeróbio e aeróbio. Os parâmetros de controle (temperatura, pH e amônio) foram avaliados diariamente para cálculo de amônia livre, bem como as produções de OD, nitrito, nitrato para acompanhamento da inibição. Os parâmetros e detalhes das análises estão especificados na Tabela 4.

Tabela 4. Variáveis, pontos de amostragem, frequência e métodos utilizados no experimento.

Variável	Pontos de amostragem	Frequência	Método	Referência
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ .L ⁻¹)	Efluente AE	Diariamente	Potenciométrico	Multiparâmetro HACH CO HQ40d
pH	Efluente AN e AE	Diariamente	Potenciométrico	Multiparâmetro HACH CO HQ40d
Temperatura (°C)	Efluente AN e AE	Diariamente	Potenciométrico	Multiparâmetro HACH CO HQ40d
DQO* (mg O ₂ .L ⁻¹)	Afluente, Efluente AN e AE	Dia de coleta	Colorimétrico	SM 5220 D
N-NH ₄ ⁺ * (mg N.L ⁻¹)	Efluente AN e AE	Diariamente	Titulométrico	SM 4500 N-NH ₃ C
N-NO ₂ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	Efluente AE	Diariamente	Colorimétrico	SM 4500 NO ₂ - B
N-NO ₃ ⁻ (mg N.L ⁻¹)	Efluente AE	Diariamente	Espectrofotométrico (UV/visível)	SM 4500 NO ₃ - E

*APHA (2012)

Também foi aplicada a técnica da reação em cadeia da polimerase (PCR) em licor misto para verificar a presença de *Anammox*, sendo as amostras de DNA extraídas com o kit Power Soil™ DNA Isolation (Laboratório MoBio). A amplificação da PCR foi realizada em um termociclador da Bio Rad, empregando-se primers específicos para avaliar a presença ou ausência de determinados grupos de micro-organismos responsáveis pela remoção de nitrogênio, conforme a Tabela 5.

Tabela 5. Primers utilizados na amplificação do DNA.

Domínio	Primer	Sequência	Referência
DNAr 16S - Anammox	amx368F amx 820R	TTCGCAATGCCCGAAAGG AAAACCCCTCTACTTAGTGCC	Schimd et al., 2001

Condições operacionais

O experimento foi dividido em duas fases, representadas na Tabela 6. A primeira fase (Fase I, 30 dias) contemplou o star-up do reator aeróbio, a aclimação do inóculo ao reator e ao substrato. Após o período de start-up, iniciou-se a segunda fase (Fase II, 49 dias), caracterizada pela operação do reator em condições de aumento da concentração de amônia livre no sistema.

Tabela 6. Condições operacionais do experimento.

Fases	TDH (h)	Dias de operação	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)
I	15	30	34 ± 3	1,5 ± 0,5
II		49	159 ± 16	4,8 ± 1,8

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de Matéria Orgânica

Durante a Fase I o conjunto de reatores apresentou bom desempenho de remoção de matéria orgânica do esgoto afluente, com eficiência de remoção DQO bruta/bruta e DQO bruta/filtrada de 93±2 e 93±3%, respectivamente (Figura 2). Com as eficiências bruta e filtrada semelhantes, é possível concluir que a perda de lodo não foi prejudicial ao sistema de tratamento para a remoção de material orgânico no sistema, indicando que o meio suporte de poliuretano foi eficiente na retenção da biomassa.

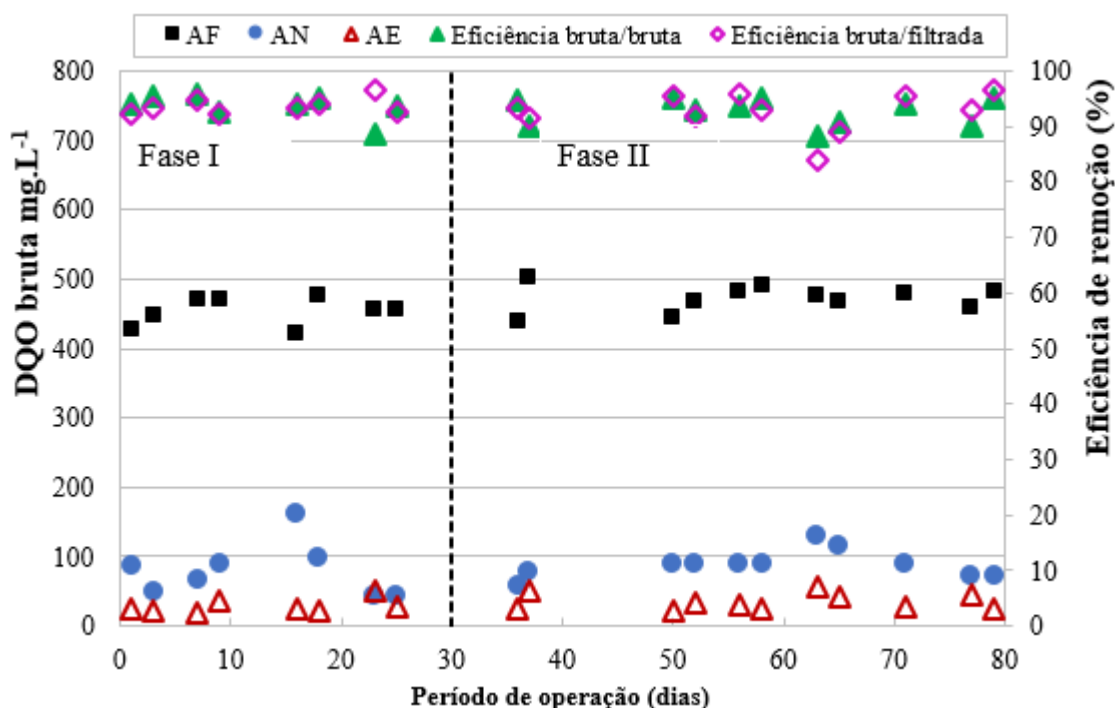


Figura 2: Concentrações de DQO afluente e efluente das unidades de tratamento e eficiências de remoção de DQO bruta (eficiência bruta/bruta) e eficiência de remoção de DQO filtrada (eficiência bruta/filtrada).

Remoção de Nitrogênio

Na Figura 3 é possível visualizar o comportamento do N-NH₄⁺ (afluente e efluente ao reator aeróbio) e do N-NO_x⁻ nas duas fases de operação do experimento.

Fase I

Na Fase I, a amônia livre afluente ao sistema aeróbio apresentou concentração de 1,5±0,5 mgN-NH₃.L⁻¹. Embora esta concentração seja inibitória para as BON (sendo superior à máxima de 1 mgN-NH₃.L⁻¹, Anthonisen et al., 1976) foi possível observar a presença razoável de nitrato no reator aeróbio (valor médio de 10±7,9 e máximo de 33,8 mgN-NO₃⁻.L⁻¹), o que atesta a existência do metabolismo das bactérias

heterotróficas oxidantes de nitrito. A concentração média de nitrito no efluente do reator aeróbio foi $0,3 \pm 0,1$ $\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. A concentração de oxigênio dissolvido nessa fase foi de $1,9 \pm 0,1$ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

A oxidação total média de N-NH_4^+ nessa fase foi de 48%. Desse percentual oxidado, 44% foi detectado no efluente em forma de nitrito e nitrato. Além da parcela nitrogenada incorporada à biomassa, os 56% restantes da parcela oxidada de amônio, que não gerou N-NO_x^- no efluente, pode ser explicada pela desnitrificação. No reator aeróbio pode ter havido condições para a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). A presença de meio suporte, a formação de rotas preferenciais do gás oxigênio e a baixa capacidade de dissolução devido à velocidade de saída de ar, podem ter proporcionado a formação de ambientes anóxicos no interior do reator. Sistemas com meio suporte podem facilitar ainda mais a nitrificação e desnitrificação simultânea, devido à formação de gradientes de concentração e zonas anóxicas (METCALF & EDDY, 2003; KOOPS & POMMERENING-RÖSER, 2006; MORAIS, 2015).

BOCK *et al.* (1995) afirmaram que organismos do tipo *Nitrosomonas*, na presença de compostos NO_x^- , nitrificam e desnitrificam simultaneamente mesmo sob condições completamente aeróbias, com N_2 como principal produto. Bactérias oxidantes de amônio como a *N. europaea* possuem a capacidade de reduzir nitrito a óxido nítrico (NO) ou óxido nítrico (N_2O) em ambientes com baixa oxigenação (YU & CHANDRAN, 2010). Já a *N. eutropha*, que também pode se desenvolver em ambientes anóxicos, possui a capacidade de metabolizar nitrito a nitrogênio gasoso, como também alguns intermediários do processo. Além da NDS, uma parcela do N-NH_4^+ pode ter sido oxidada anaerobicamente por bactérias anammox, identificadas por análises de PCR (Figura 4). As bactérias anammox produzem N_2 em ambientes anóxicos com razão estequiométrica de amônia: nitrito de 1:1,32 (STROUS *et al.*, 1998).

Fase II

A amônia livre apresentou média de $5 \pm 1,8$ $\text{mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, valor abaixo da concentração inibitória de 10 $\text{mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para as BOA (ANTHONISEN *et al.*, 1976). Nessa concentração espera-se a inibição apenas das BON. A fase II iniciou no dia 30. A concentração de oxigênio dissolvido nessa fase foi de $1,7 \pm 0,4$ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

A fase lag durou 8 dias, com queda expressiva na produção de N-NO_3^- de 13,9 para 0,0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e máxima de 2,0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Após esse período a produção de nitrato aumentou para 27,7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, continuando a uma média de 18,2 \pm 8,1 $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ durante uma semana após a fase lag (até o 56º dia). A partir de então ocorreu uma queda expressiva na produção de nitrato, atingindo médias de $1,2 \pm 0,3$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$.

O comportamento do nitrito foi semelhante ao do nitrato, porém com concentrações sempre menores e muito baixas no efluente. Na fase lag o nitrito variou entre 0,1 e 0,2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, aumentando, então, para 0,9 $\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e continuando com esse valor médio até 7 dias depois da fase lag (56º dia). Apesar do nitrito ter aumentado 2,5 vezes em relação à Fase I, a concentração não foi maior que 1,3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A partir do 57º dia de experimento (27 dias da Fase II), os dados demonstraram diminuição de 30% na concentração efluente de N-NO_2^- , atingindo média de $0,7 \pm 0,1$ $\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. Durante todo o período experimental o nitrito foi menor do que o nitrato no efluente do reator aeróbio.

Com a inibição das BON, observada pela diminuição de nitrato para 1,2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, e concentração de amônia livre abaixo do nível inibitório para as BOA, era esperado que as bactérias oxidantes de amônio mantivessem normalmente seu metabolismo. Porém isso não ocorreu. Além da oxidação de amônia ter diminuído no período de inibição das BON (de 62% para 14%), a concentração de nitrito no efluente continuou muito baixa ($0,7 \pm 0,1$ $\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$).

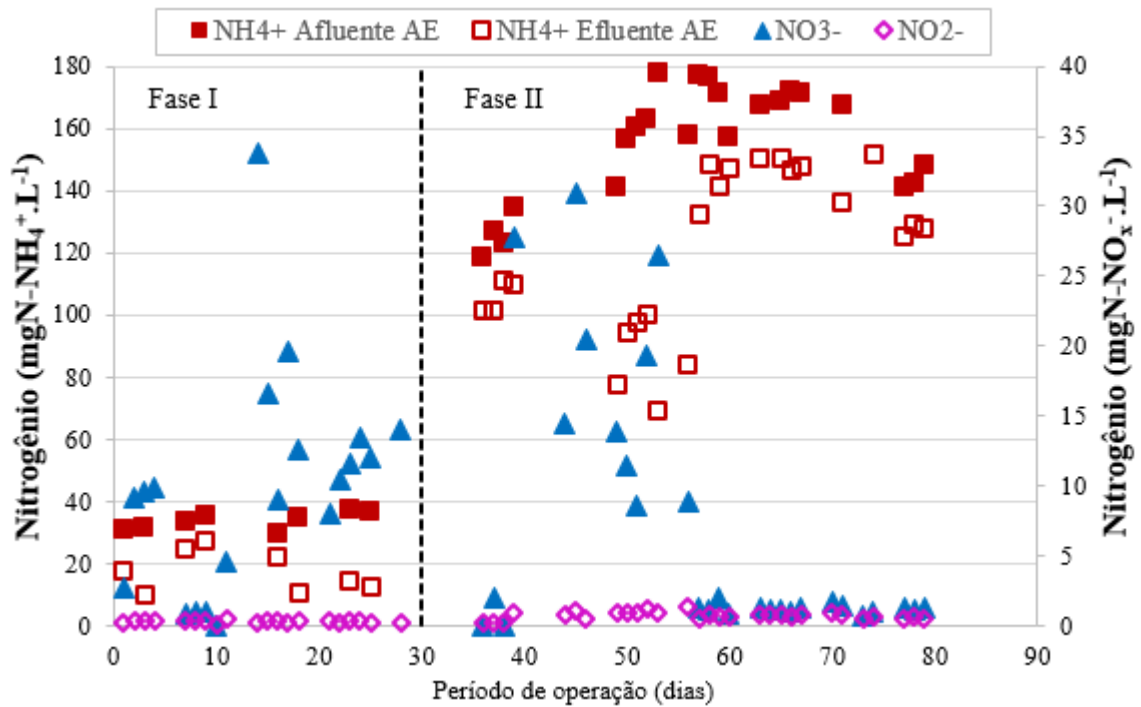


Figura 3: Relação entre concentração de amônio afluente e efluente no reator aeróbio e a produção de nitrito e nitrato.

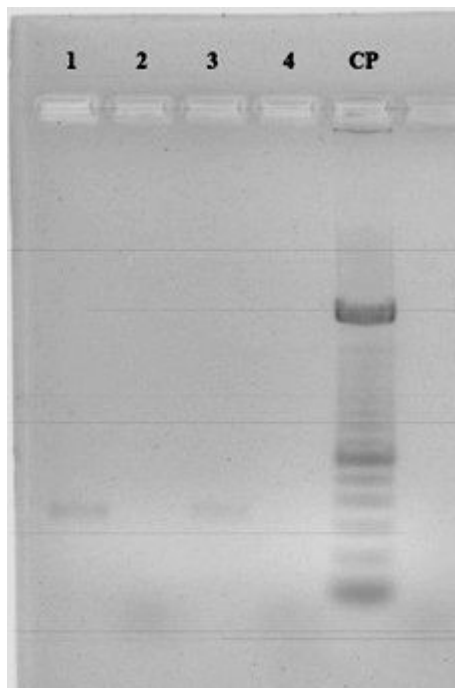


Figura 4: Resultados da PCR para o primer de bactérias Anammox (resultado positivo na amostra 3).

Na 38º dia (fase lag) houve oxidação de 25,3 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ (referente a 20% do amônio afluente), sendo 2,2 mgN-NO_x⁻.L⁻¹ referentes ao nitrito e nitrato efluentes enquanto 23,1 mgN.L⁻¹ foi desnitrificado. No 53º dia a oxidação de amônio alcançou o maior valor de 108,9 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, referente a 75% do amônio afluente. De 75% oxidado apenas 25% estava presente no efluente na forma de nitrito e nitrato, indicando desnitrificação de 75% da amônia total oxidada. Nos dias seguintes, quando o nitrato diminuiu para 1,2 mgN-NO₂⁻.L⁻¹, a oxidação do amônio diminuiu para 14%, sendo 9% desse percentual referente ao N-NO_x⁻ e indicando que 81%

foi desnitrificado. Além de não perceber acúmulo de nitrito no efluente do reator aeróbio, a eficiência de remoção de nitrogênio também diminuiu significativamente após a inibição das BON. Isso pode indicar que o grupo de bactérias dominante no processo de nitrificação foi das BOA (DE BOER et al., 1992). A Figura 5 mostra a parcela de nitrogênio removida no sistema.

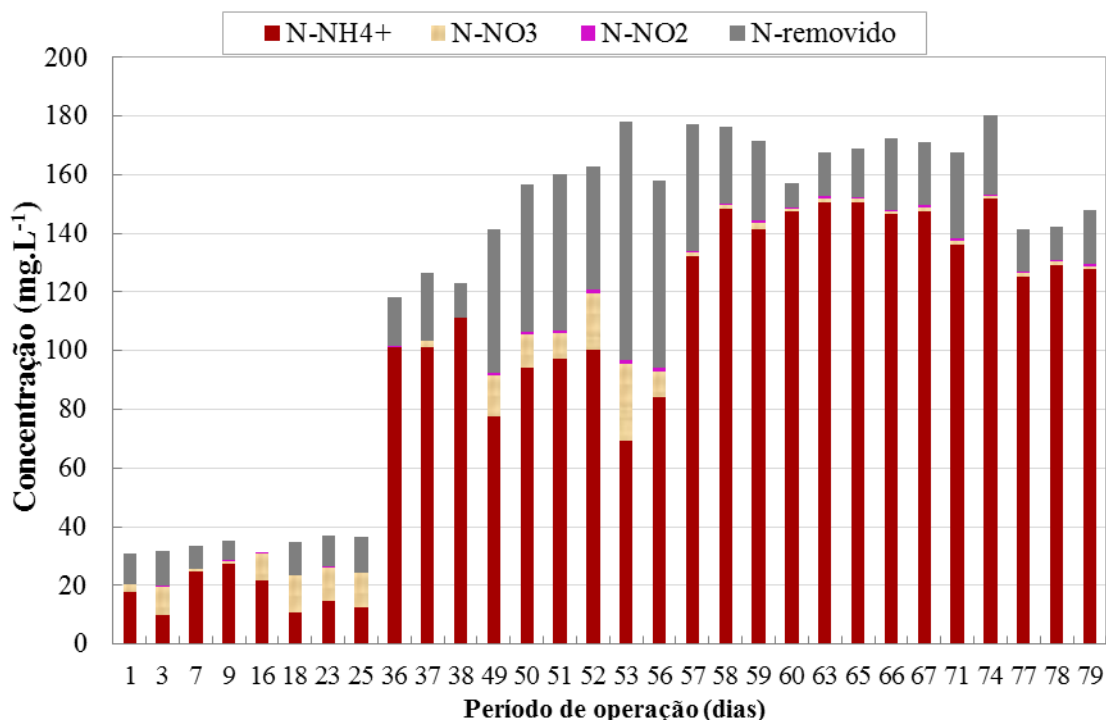


Figura 5: Concentração efluente de amônio, nitrito, nitrato e a parcela de nitrogênio removida no reator aeróbio.

CONCLUSÕES

É possível a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea em sistemas com oxigênio dissolvido relativamente alto (aproximadamente 1,8 mg.L⁻¹), desde que haja formação de ambientes anóxicos, seja pela presença de meio suporte ou pela formação de rotas preferenciais de ar no interior do reator. Também foi possível concluir que com concentração de 1,5 mgN-NH₃.L⁻¹ não foi verificada completa inibição das bactérias oxidantes de nitrito (BON). A inibição das BON foi alcançada com uma concentração de 5 mgN-NH₃.L⁻¹. Apesar de ocorrer a inibição das BON, o reator aeróbio não acumulou nitrito.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) pelo apoio financeiro para realização das pesquisas neste tema aos pesquisadores do LSA-UFPE (projeto PRONEX/NUTREL); à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsas. À Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelo apoio ao projeto Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados (RENTED). À Companhia de Saneamento de Pernambuco (COMPESA) e BRK Ambiental pelo suporte aos trabalhos experimentais e coleta de amostras nas estações de tratamento de esgotos de Rio Formoso e Mangueira Recife. À Fibra Revestimentos, pela cessão e suporte na operação de reatores piloto e filtros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S., SRINATH, E.G. *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal of the Water Pollution Control Federation.* v. 48, p. 835-852, 1976.
2. APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for examination of water and wastewater.* 22th ed.. Washington, D.C.: ed. APHA, 2012.
3. BOCK, E. SCHMIDT, I. STRIVEN, R. ZART, D. *Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. Arch Microbiol* (1995) 163 : 16-20.
4. CHETTY, A. A. & PRASAD S. *Flow injection analysis of nitrate and nitrite in commercial baby foods. Food Chemistry* 197 (2016) 503–508.
5. DE BOER, W.; TIETEMA A.; KLEIN-GUNNEWIEK, P. J. A.; LAANBROEK, H. J. *The chemolithotrophic ammonium-oxidizing community in a nitrogen-saturated acid forest soil in relation to pH dependence nitrifying activity. Soil Biol. Biochem.* 24:229–34. 1992.
6. GE, S., WANG, S., YANG, X., QIU, S., LI, B., PENG, Y. *Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. Chemosphere,* v.140, p.85–98, 2015.
7. KOOPS, H-P.; POMMERENING-RÖSER, A. *The lithoautotrophic ammonia-oxidizing bacteria.* p.778–811. In: DWORKIN, M.; FALKOW, S.; ROSENBERG, E.; SCHLEIFER, K.; STACKEBRANDT, E. *The Prokaryotes: A Handbook on the Biology of Bacteria. Volume 2: Ecophysiology and Biochemistry,* 3ª edição, 2006.
8. METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse.* 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003
9. MORAIS, J. C. de. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator compartimentado anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Departamento de Engenharia Civil.* 2015.
10. MOURA, R. B. *Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – USP,* 2011.
11. O'REILLY, E.; RODGERS, M.; ZHAN, X.-M. *Pumped flow biofilm reactors (PFBR) for treating municipal wastewater. Water Science & Technology—WST | 57.12 | 2008.* 1857-1865.
12. SCHINDLER, D. W. ORIHHEL, D. M., CARPENTER, S. R., CHAPRA, S. C., HECKY, R. E. *Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. Environ. Sci. Technol.* 2016, 50, 8923–8929.
13. SCHMID, M., SCHMITZ-ESSER, S., JETTEN, M., WAGNER, M. 16S-23S rDNA intergenic spacer and 23S rDNA of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria: implications for phylogeny and in situ detection. *Environmental Microbiology.* v. 3 n. 7, p. 450-459, 2001.
14. STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. Applied Microbiology Biotechnology,* v.50, p.589-596, 1998.)
15. TORRES, P. *Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos,* 1992.
16. TURK, O.; MAVINIC, D.S. *Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater. Canadian Journal of Civil Engineering.* 1986. Eng. 13 (6), 600–605.
17. TURK, O.; MAVINIC, D.S. *Maintaining nitrite buildup in a system acclimated to free ammonia. Water Research.* 23 (1989) 1383–1388.
18. WIESMANN, U. *Biological nitrogen removal from wastewater. Advances in Biochemical Engineering Biotechnology.* v.51, p.113–154, 1994.
19. WU, J., YAN, G., ZHOU, G., XU, T. *Model predictive control of biological nitrogen removal via partial nitrification at low carbon/nitrogen (C/N) ratio. Journal of Environmental Chemical Engineering* v.2, p.1899–1906, 2014.
20. YANG, J., ZHANG, L., DAISUKE, H., TAKAHIRO, S., MA, Y., LI, Z., FURUKAWA, K. *High rate partial nitrification treatment of reject wastewater Jiachun. Journal of Bioscience and Bioengineering,* v.110, n.4, p.436–440, 2010.
21. YU, R. & CHANDRAN, K. *Strategies of Nitrosomonas europaea 19718 to counter low dissolved oxygen and high nitrite concentrations. BMC Microbiology* 2010, 10:70.