

Simulação de desnitrificação em sistema anaeróbio-aeróbio

• **Data de entrada:**
13/11/2020

• **Data de aprovação:**
16/04/2021



Simulation of denitrification in anaerobic-aerobic systems

Taína Martins Magalhães¹ | Natália Cangussú Duarte¹ | Daniella Gonçalves Portela¹ | Adriano Luiz Tonetti^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.046>

ORCID ID

Magalhães TM  <https://orcid.org/0000-0003-2107-5303>
Duarte NC  <https://orcid.org/0000-0002-3756-5385>

Portela DG  <https://orcid.org/0000-0002-1987-3421>
Tonetti AL  <https://orcid.org/0000-0003-0910-401X>

Resumo

A recirculação de efluente nitrificado para reatores desnitrificantes em sistemas anaeróbios-aeróbios pode implicar na melhora do tratamento de esgotos. Nesse sentido, este estudo avaliou experimentalmente o efeito da razão DQO/N-NO₃⁻ na desnitrificação em reator UASB e, a partir dos resultados e com cálculos teóricos de balanço de massa, foi estimado o efeito de diferentes razões de recirculação (R) na concentração final de nitrogênio total em um sistema teórico. Para razões DQO/N-NO₃⁻ entre 1,6 - 5,7, a eficiência de desnitrificação varia linearmente entre 31,7 ± 4,3% e 98,6 ± 0,1%, com remoção completa para razões superiores a 5,7. Com a simulação teórica, estimaram-se concentrações finais de nitrogênio total próximas a 30, 20, 15 e 10 mgL⁻¹ utilizando razões de recirculação iguais a 1,5; 2,5; 4,0 e 6,0. Embora não avaliado, o aumento de R deve levar em consideração consequências como a possibilidade de arraste de sólidos, a redução da produção de biogás e a entrada de OD no reator anaeróbio.

Palavras-chave: Desnitrificação. Anaeróbio. UASB. Empacotado. Nitrato. Nutriente.

Abstract

Recirculation of nitrified effluent to denitrifying reactors in anaerobic-aerobic systems has the potential to improve nutrient removal. Thus, this study evaluated experimentally COD/NO₃⁻-N ratio effect on denitrification in a UASB reactor and, using the experimental results with theoretical mass balance calculations, the study estimated the final concentration of total nitrogen for different recirculation ratios (R) in a theoretical system. For COD/NO₃⁻-N ratios between 1.6 - 5.7, the denitrification efficiency varied linearly between 31.7 ± 4.3% to 98.6 ± 0.1%, with complete nitrogen removal for ratios above 5.7. Through theoretical simulation, the final concentrations of total nitrogen estimated were approximately 30, 20, 15, and 10 mgL⁻¹ to the respective recirculation ratios of 1.5; 2.5; 4.0, and 6.0. Some considerable aspects not evaluated were the dragging of solids as a consequence of increasing R, reduction of biogas production, and entry of dissolved oxygen into the anaerobic reactor.

Keywords: Denitrification. Anaerobic. UASB. Packed. Nitrate. Nutrient.

¹ Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) - Campinas - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** tonetti@unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

Os reatores anaeróbios têm demonstrado ser uma tecnologia viável para o Brasil, pois devido às características climáticas do país, com temperaturas mínimas entre 10 e 15 °C, apresentam boa performance a um baixo custo (MERGAERT, VANDERHAEGE e VERSTRAETE, 1992). Por consequência, na infraestrutura de saneamento brasileira há uma preferência pelo emprego de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) no tratamento de esgotos domésticos (DHOBLE e AHMED, 2018). A maior simplicidade para elaborar projetos e operar estações com UASB, somada às suas vantagens, como a menor geração de lodo e o menor gasto energético, quando comparado aos sistemas aeróbios, disseminou seu uso no Brasil e mobilizou estudos de aprimoramentos de desempenho operacional (VON SPERLING e CHERNICHARO 2005; CHERNICHARO et al. 2018).

Tecnologias anaeróbias apresentam a grande vantagem de degradar até 70% da DBO. Entretanto, é necessário fazer o pós-tratamento do efluente para que este atinja níveis mais elevados de remoção de matéria orgânica (von Sperling e Chernicharo 2005). Em situações que requerem melhor qualidade do efluente tratado, ou seja, maior remoção de matéria orgânica biodegradável solúvel e boa floculação da biomassa produzida, é usual combinar o reator anaeróbio a um reator aeróbio. A configuração UASB seguida de uma tecnologia aeróbia representa uma economia de 50% em termos de CAPEX (*Capital Expenditure*, dispendida para investimento inicial) e de mais 20 a 30% no custo operacional, se comparada aos sistemas de lodos ativados convencionais (BRESSANI-RIBEIRO et al, 2018). Isso ocorre devido aos maiores custos de instalação, operação e manutenção de equipamentos para recircular e promover a aeração do esgoto no sistema de lodo ativado.

No entanto, além da demanda de uma eficiente degradação da matéria orgânica, é iminente

o surgimento de legislações com padrões mais restritivos para o lançamento de nitrogênio total, sendo necessário pensar na remoção de nutrientes por meio de sistemas de tratamento que incorporem tecnologias anaeróbias já difundidas.

Sendo assim, o estudo da remoção de nitrogênio total em sistemas de tratamento que inicialmente não foram construídos para essa finalidade pode fornecer alternativas de adequação das estações existentes para que estas promovam a remoção de nitrogênio. Apesar de as tecnologias importadas, como biorreatores anaeróbios de membrana, apresentarem bons resultados nos requisitos de remoção de nutrientes, o seu uso é mais complicado à medida que falta domínio sobre essas tecnologias e os custos de importação tendem a ser maiores (MAAZ et al., 2019). Neste contexto, a recirculação do efluente nitrificado aeróbio para o reator anaeróbio, que promove o processo de desnitrificação, pode se tornar uma opção para a melhora da qualidade do efluente final em sistemas de tratamento existentes que inicialmente não foram construídos com a finalidade de remoção de nutrientes.

A nitrificação e a desnitrificação são os dois processos mais bem compreendidos para a remoção biológica do nitrogênio (RAJTA et al. 2020). A nitrificação por bactérias é realizada de forma aeróbia, na faixa mesofílica e dentro dos limites de pH neutro a alcalino. Na desnitrificação, as bactérias heterotróficas desnitrificadoras usam carbono orgânico como doadores de elétrons para oxidar o nitrato a nitrogênio gasoso e como substrato de crescimento de sua biomassa, alcançando alta taxa de desnitrificação em águas residuais com alta relação C/N (CHUNG et al. 2014). É válido mencionar que durante o processo de desnitrificação a concentração de oxigênio dissolvido altera a capacidade de oxidação das desnitrificantes, reduzindo a eficiência de redução de nitrato em ambientes com alta concentração de oxigênio (RAJTA et al. 2020).

Para remover nitrogênio, pode-se promover a recirculação em um sistema; entretanto, parâmetros como o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a razão entre carbono e nitrogênio no reator anaeróbio sofrerão alterações (GUO et al., 2017; NIU et al., 2018).

Desse modo, o objetivo deste trabalho foi, primeiramente, avaliar experimentalmente o efeito da razão $DQO/N-NO_3^-$ no processo de desnitrificação em reatores anaeróbios. A partir dos resultados experimentais e com cálculos teóricos de balanço de massa, foi estimado o efeito de diferentes razões de recirculação na concentração final de nitrogênio total (na forma de nitrito, nitrato e NTK), considerando um sistema anaeróbio-aeróbio teórico.

2 METODOLOGIA

Este estudo foi desenvolvido em dois estágios: o primeiro consistiu em ensaios experimentais para avaliar a desnitrificação de efluente sintético nitrificado em um reator UASB; o segundo consistiu na simulação teórica para avaliar o efeito de diferentes razões de recirculação na razão $DQO/N-NO_3^-$ e na remoção de nitrogênio em um sistema teórico anaeróbio-aeróbio.

2.1 Ensaios experimentais

Os ensaios experimentais foram realizados em um reator UASB em escala de bancada elaborado com tubo de PVC de diâmetro externo de 50 mm e altura de 800 mm (Fig. 1).

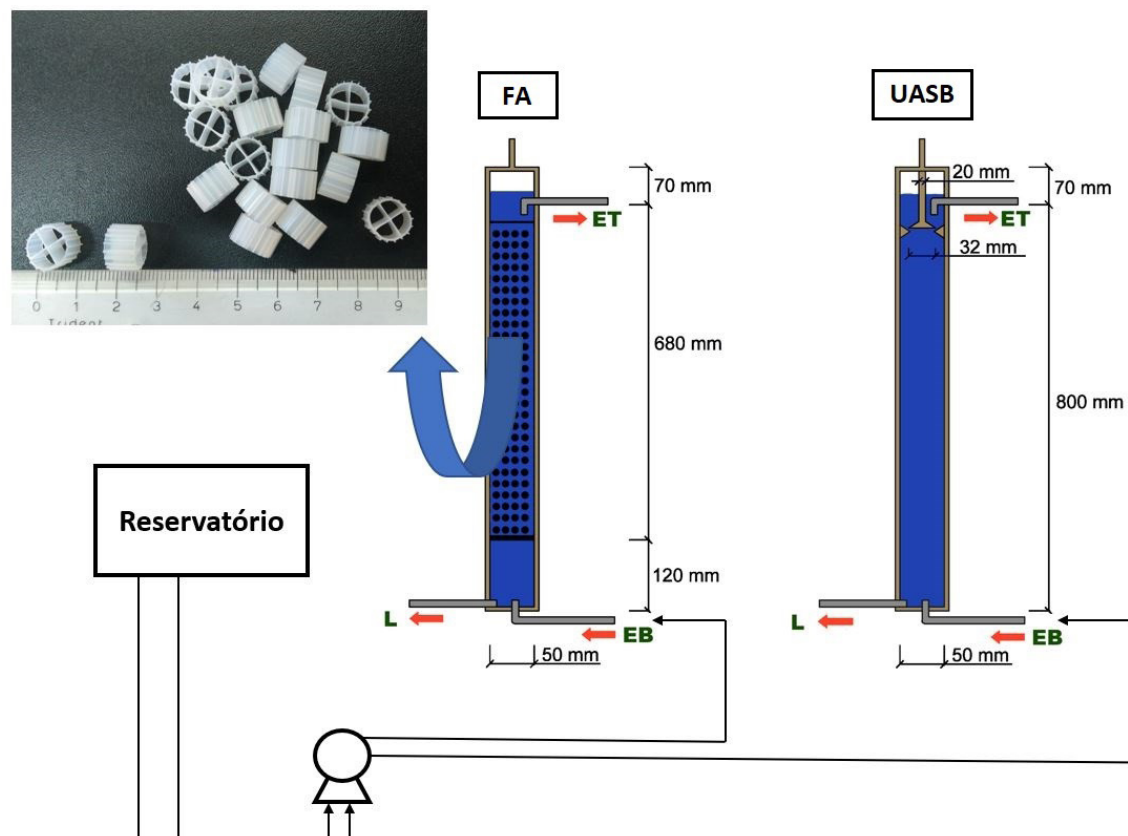


Figura 1 - Reatores utilizados nos ensaios experimentais. EB: Efluente Bruto, L: Lodo, ET: Efluente Tratado.

O volume útil do reator era de 1,22 L e o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) foi de 12 horas. A partida do reator foi feita com lodo inoculado proveniente de um filtro anaeróbio que estava em operação havia mais de 10 anos (Silva et al. 2015; Tonetti et al. 2010; Tonetti et al. 2013).

O reator foi alimentado com afluente sintético que simulava um esgoto sanitário, o qual foi adaptado de Torres (1992). Para a obtenção de uma DQO de 400 mgL⁻¹ foi utilizada a seguinte composição: sacarose (38,5 mgL⁻¹), amido (125,4 mgL⁻¹), celulose (37,4 mgL⁻¹), extrato de carne (228,8 mgL⁻¹), óleo de soja

(56,1 mgL⁻¹), NaCl (138,0 mgL⁻¹), MgCl₂.6H₂O (3,9 mgL⁻¹), CaCl₂.2H₂O (2,5 mgL⁻¹) e NaHCO₃ (200,0 mgL⁻¹).

Em todas as etapas o esgoto sintético foi mantido à temperatura ambiente, próxima de 30°C (entre 26 e 33°C).

2.1.1 Etapas Operacionais

Na operação das Etapas A e B (Tabela 1) foi variada a concentração de entrada de N-NO₃⁻. Nas Etapas C e D foi variada a DQO, parâmetro adotado como quantificador da matéria orgânica.

Tabela 1 - Concentrações nominais de N-NO₃⁻ e DQO nas etapas operacionais.

Etapa	Concentração de N-NO ₃ ⁻ afluente (mgL ⁻¹)	DQO afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Número de amostras de cada reator (n)	Dias de operação
A	75,0	400	7	53
B	100,0	400	11	41
C	50,0	200	5	31
D	50,0	80	5	21

Nas etapas A e B a DQO afluente foi mantida em 400 mgL⁻¹ e havia a variação da relação C/N com a adição de KNO₃. Nas Etapas C e D foram realizadas diluições de 50% e 20% em relação à DQO original de 400 mgL⁻¹, com a adição de

água destilada. Também foi adicionado KNO₃ de modo a atingir concentrações fixas de N-NO₃⁻ no valor de 50,0 mgL⁻¹. A Tabela 2 apresenta as concentrações obtidas no afluente para cada etapa operacional.

Tabela 2 - Concentrações reais obtidas no afluente para cada etapa operacional

Parâmetro	Etapa A	Etapa B	Etapa C	Etapa D
N-NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,0	0,2 ± 0,6	5,6 ± 5,6	5,2 ± 7,1
N-NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	76,6 ± 2,9	102,2 ± 3,1	49,5 ± 1,4	48,6 ± 2,3
NTK (mgL ⁻¹)	27,0 ± 3,5	27,0 ± 3,5	12,7 ± 2,2	8,0 ± 0,8
N _{tot} (mgL ⁻¹)	103,6 ± 4,6	129,4 ± 4,7	67,8 ± 8,2	61,8 ± 5,9
DQO (mgO ₂ /L)	433,9 ± 12,8	445,8 ± 17,6	194,2 ± 11,8	77,8 ± 2,2
DQO/N-NO ₃ ⁻	5,7 ± 0,3	4,4 ± 0,2	3,9 ± 0,2	1,6 ± 0,0

O objetivo das etapas A e B era avaliar o comportamento do reator UASB para diferentes concentrações de nitrato. Nas etapas C e D, o objetivo foi mensurar os impactos da redução dos valores de DQO no processo de desnitrificação.

A partir dos dados obtidos, buscou-se avaliar o processo de desnitrificação no reator UASB, determinando, em especial, os efeitos da relação DQO/N-NO₃⁻ no processo.

2.1.2 Parâmetros de análise

A coleta de amostras era feita 2 vezes por semana para acompanhar o comportamento do UASB até sua estabilização, porém só foram discutidos os resultados das amostras obtidas no período em que o reator operava de maneira estável. Todas as análises dos parâmetros avaliados foram realizadas de acordo com APHA et al. (2017).

Para a avaliação entre as etapas de tratamento, o teste estatístico utilizado foi Kruskal-Wallis (KW) com pós-teste de Mann-Whitney, ambos com intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

2.2 Simulação teórica da concentração de Nitrogênio Final em função da Razão de Recirculação

Para estimar a concentração de nitrogênio total no efluente final do tratamento com recirculação foi feito um balanço de massa a partir do fluxograma operacional teórico da Fig. 2 e da estimativa de desnitrificação no reator anaeróbico, obtida por meio das equações do processo (Tabela 3), das considerações do efluente bruto e de remoção (Tabela 4) e dos resultados experimentais (Tabela 4).

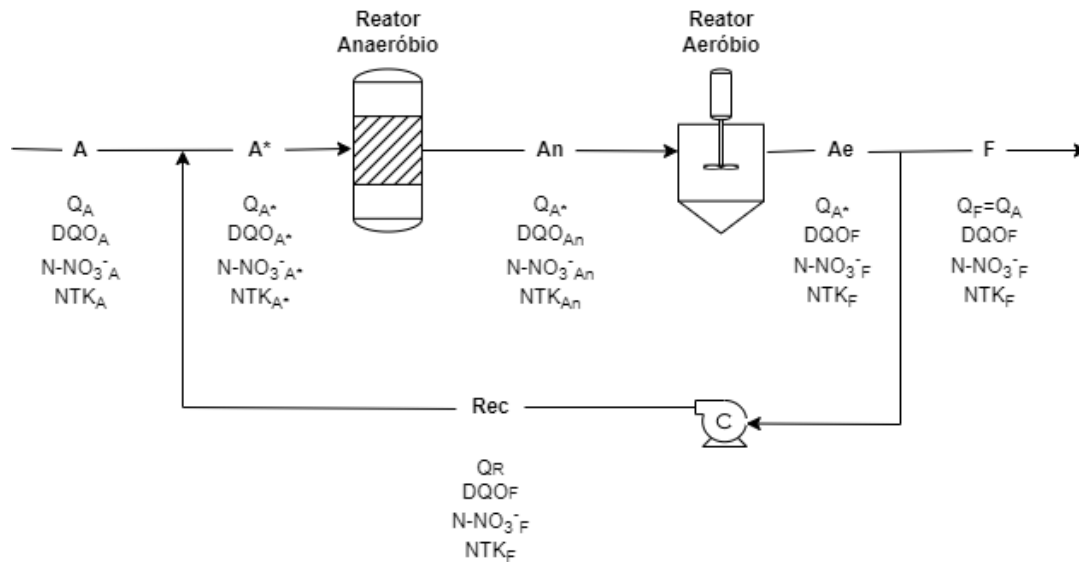


Figura 2 - Fluxograma operacional teórico com recirculação.

A: afluente bruto, A*: afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado, An: efluente anaeróbico, Ae: efluente aeróbio nitrificado, F: efluente final, Rec: recirculação, Q: vazão, DQO: demanda química de oxigênio, $N-NO_3^-$: nitrogênio da forma de nitrato, NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl.

Os valores de concentração de $N-NO_2^-$ não foram levados em consideração no balanço de massa, pois sua concentração foi irrelevante ao longo do processo (Silva et al., 2015; Duarte 2021, Magalhães et al., 2019).

Os resultados foram apresentados considerando as concentrações do afluente bruto (A), afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado (A*), efluente anaeróbico (An) e efluente final do reator aeróbio (F), de acordo com as equações do balanço de massa descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Equações utilizadas no balanço de massa para simulação de concentração de DQO, N-NO₃⁻ e N-NTK em função da taxa de recirculação.

Afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado (A*)	
N-NO ₃ ⁻	$NO_{3A*} = \frac{NO_{3A} + R \cdot NO_{3F}}{(I + R)}$ (1)
NTK	$NTK_{A*} = \frac{NTK_A + R \cdot NTK_F}{(I + R)}$ (2)
DQO	$DQO_{A*} = \frac{DQO_A + R \cdot DQO_F}{(I + R)}$ (3)
Efluente anaeróbio (An)	
N-NO ₃ ⁻	$NO_{3An} = NO_{3A*} (1 - \%RemNO_{3An})$ (4)
NTK	$NTK_{An} = NTK_{A*} (1 - \%RemNTK_{An})$ (5)
DQO	$DQO_{An} = DQO_{A*} (1 - \%RemDQO_{An})$ (6)
Efluente final (F)	
N-NO ₃ ⁻	$NO_{3F} = NO_{3An} (1 - \%RemNO_{3Ae}) + NTK_{An} (\%RemNTK_{Ae})$ (7)
NTK	$NTK_F = NTK_{An} (1 - \%RemNTK_{Ae})$ (8)
DQO	$DQO_F = DQO_{An} (1 - \%RemDQO_{Ae})$ (9)

A: afluente bruto, A*: afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado, An: efluente anaeróbio, F: efluente final, DQO: demanda química de oxigênio, NO₃⁻: nitrogênio da forma de nitrato, NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl, R: razão de recirculação, %RemNO₃: porcentagem de remoção de N-NO₃⁻, %RemNTK: porcentagem de remoção de NTK, %RemDQO: porcentagem de redução dos valores de DQO.

No reator anaeróbio, o percentual de remoção de nitrato (%RemNO_{3An}) foi estimado a partir dos dados experimentais em função da razão DQO_{A*} / NO_{3A*}⁻. A razão de recirculação foi calculada a partir da Eq. 10, onde: R é a razão de recirculação; QR é a vazão de recirculação e QA é a vazão afluente.

$$R = \frac{Q_R}{Q_A} \quad (10)$$

Foram considerados nos cálculos os valores típicos de 1113 mgL⁻¹ de DQO, 66 mgL⁻¹ de NTK e 0 mgL⁻¹ de NO₃⁻ para o esgoto bruto (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005; MOTA e VON SPERLING, 2009). As estimativas de remoção de DQO foram de 70% e 80% no reator anaeróbio e aeróbio, respectivamente (MAGALHÃES et al., 2019; OLIVEIRA e VON SPERLING 2005). Considerou-se que a

remoção de NTK não ocorre no reator anaeróbio (MAGALHÃES et al., 2019; OLIVEIRA e VON SPERLING 2005) e no reator aeróbio há a conversão de 90% do NTK (SILVA et al. 2015; TAI et al. 2006). Por fim, a estimativa de remoção de NO₃ em porcentagem é dada na Eq. 11 deste trabalho.

Com relação à parcela de nitrogênio assimilada pelo lodo, no reator anaeróbio, a remoção de NTK não foi significativa nos ensaios experimentais, ou seja, o processo de assimilação não foi evidenciado (MAGALHÃES et al., 2019; DUARTE et al., 2021). Para o reator aeróbio, decidiu-se não incluir a parcela assimilada, uma vez que alguns autores consideram essa forma de remoção do nitrogênio menos expressiva em reatores com lodo já formado e granulado (WAGNER et al., 2015). Além disso, foi uma estratégia para obter resultados mais conservadores das concentrações de nitrogênio no efluente final.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Ensaios experimentais

Na Tabela 4 foram apresentados os resultados experimentais do efluente final do reator UASB para cada etapa operacional.

Tabela 4 - Concentração do efluente final (mgL⁻¹) e remoção (%) de DQO e N-NO₃⁻ em cada etapa operacional

Parâmetro	Etapa A	Etapa B	Etapa C	Etapa D
N-NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,0 ± 0,0a	0,1 ± 0,0ab ⁽¹⁾	0,1 ± 0,0b	1,0 ± 1,4b
N-NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	< 1,1a	17,4 ± 4,7b	14,8 ± 4,4b	33,3 ± 3,4c
NTK (mgL ⁻¹)	24,6 ± 4,1a	25,3 ± 2,5a ⁽²⁾	11,7 ± 0,9b	8,3 ± 3,7b
N _{tot} (mgL ⁻¹)	24,7 ± 4,1a	41,1 ± 1,0b ⁽²⁾	26,6 ± 4,1a	42,5 ± 3,2b
DQO (mgO ₂ /L)	101,1 ± 20,0ab	122,2 ± 24,5b	82,0 ± 19,7a	44,4 ± 8,9c ⁽³⁾
%Rem DQO	76,7 ± 4,7a	72,5 ± 6,0a	58,0 ± 8,3b	43,0 ± 10,7b ⁽³⁾
%Rem N-NO ₃ ⁻	98,6 ± 0,1a	83,0 ± 4,5b	70,0 ± 9,0c	31,7 ± 4,3d

Diferentes letras minúsculas indicam diferença significativa entre etapas (KW p<0,05). ⁽¹⁾ Foram consideradas 9 amostras. ⁽²⁾ Foram consideradas 3 amostras. ⁽³⁾ Resultados inferiores ao limite de detecção (LD) foram considerados com valor igual ao LD.

A Fig. 3 apresenta a variação da eficiência de desnitrificação no UASB com a diminuição do valor da relação DQO/N-NO₃⁻. Os resultados indicam que ao diminuir a relação DQO/N-NO₃⁻ ocorre signifi-

cativa redução da remoção de N-NO₃⁻. Ao variar a relação DQO/N-NO₃⁻ no UASB de 5,7 para 1,6, houve uma redução da eficiência de remoção de nitrato de 98,6 ± 0,1% para 31,7 ± 4,3%.

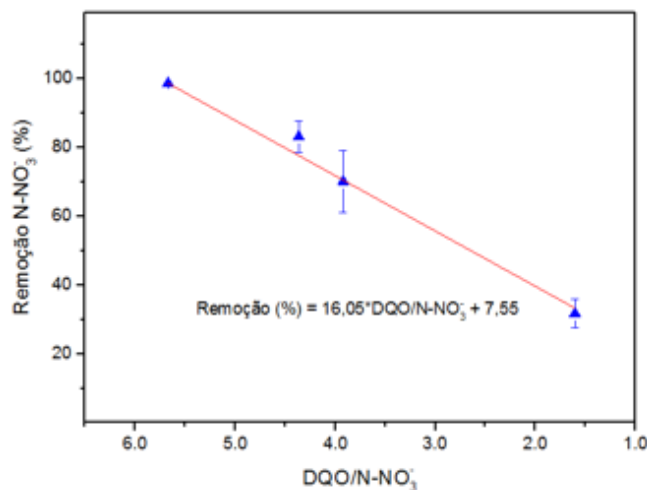


Figura 3 - Remoção de N-NO₃⁻ (%) em função da relação DQO/N-NO₃⁻.

Para valores de DQO/N-NO₃⁻ superiores a 5,7 a eficiência de desnitrificação obtida por Magalhães (2019) e Duarte (2021) foi máxima, ou seja, o UASB foi capaz de remover completamente o N-NO₃⁻.

Esses resultados estão de acordo com valores encontrados na literatura. No estudo de Christensson et al. (1994) utilizando diferentes fontes de carbono orgânico para desnitrificação, a relação DQO/N-NO₃⁻ que possibilitou a comple-

ta desnitrificação variou entre 4,00 e 4,16 para o metanol e entre 5,81 e 6,06 para o etanol. Esta razão DQO/NO₃⁻ próxima a 5 também é corroborada pelos estudos de Chiu e Chung (2003), utilizando concentrações iniciais de 50 mgL⁻¹ de nitrato, e Ruiz, Jeison e Chamy (2006), cujo reator desnitrificante era de fluxo ascendente e manta de lodo.

Pelos resultados apresentados na Fig. 3, foi possível determinar uma equação média (Eq. 11) para reatores desnitrificantes, relacionando a capacidade de remoção (%) de N-NO₃⁻ com razões DQO/N-NO₃⁻ entre 1,6 e 5,7.

$$\% \text{ Rem } N - NO_3^- = 16,05 * \frac{DQO}{N - NO_3^-} + 7,55 \quad (11)$$

Essa relação DQO/N-NO₃⁻ está diretamente relacionada à fase de nitrificação, pois é importante garantir que o nitrito será convertido a nitrato. Assim, para o sistema apresentado nesta simulação não poderia haver limitação da concentração de oxigênio para a oxidação do amônio a nitrito (0,16 - 0,5 mg O₂L⁻¹) e posteriormente a formação de nitrato (0,34 - 2,5 mg O₂L⁻¹) (MOZUMDER et al., 2020)

3.2 Simulação teórica da concentração de Nitrogênio Final em função da Razão de Recirculação

Nos estudos de Silva et al. (2015) e Shen et al. (2019), o próprio esgoto bruto foi a fonte de carbono para a desnitrificação. Segundo Shen et al. (2019), o uso de esgoto bruto na remoção de nitrogênio poderia melhorar a qualidade da fonte de carbono e o lodo da zona anaeróbia seria utilizado como fonte de carbono pelos microrganismos do meio. Buscando alternativas de um processo em que o efluente nitrificado é encaminhado para o reator anaeróbio primário, os dados experimentais obtidos foram utilizados para simular a concentração de nitrogênio total no efluente final em função da razão de recirculação, estimada a partir do Balanço de Massa exposto na Fig. 2, do emprego do equacionamento descrito na Tabela 3 e das considerações dos valores típicos para o esgoto bruto e das estimativas de remoção.

O resultado desta simulação foi apresentado na Fig. 4, evidenciando que uma razão de recirculação de 1,5 resultaria em uma concentração final de nitrogênio total inferior a 30,0 mgL⁻¹, o que representa a remoção de cerca de 57% do nitrogênio presente no afluente.

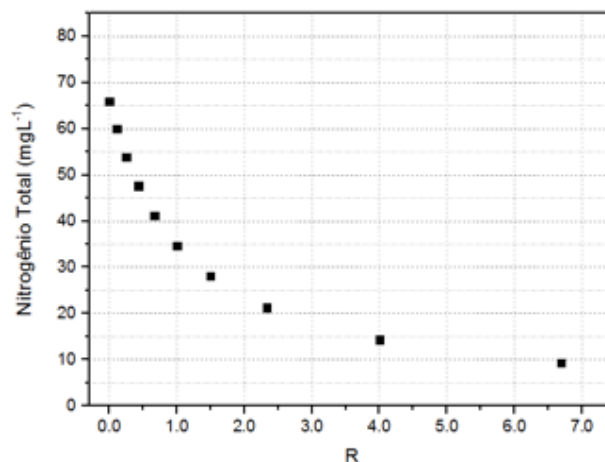


Figura 4 - Concentração de Nitrogênio Total (mgL⁻¹) final em função da razão de recirculação.

A legislação brasileira (CONAMA 357, 2005; CONAMA 430, 2011) estabelece o limite de concentração de nitrogênio amoniacal total de 20 mgL^{-1} no lançamento de efluentes, não sendo aplicável aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Já na União Europeia, para o lançamento em zonas sujeitas à eutrofização, o limite é de $15,0 \text{ mgL}^{-1}$ de nitrogênio total para um equivalente de população (e.p) de 100.000 e $10,0 \text{ mgL}^{-1}$ de nitrogênio total para e.p superior (EU, 1991).

Supondo-se medidas mais restritivas na legislação ambiental brasileira, com um limite de lançamento de 20 mgL^{-1} para a concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto doméstico, pode ser inferido a partir dos resultados da presente pesquisa (Fig. 4) que uma razão de recirculação de 2,5 permitiria alcançar a concentração abaixo da desejada para nitrogênio amoniacal, repre-

sentando cerca de 69% de remoção de nitrogênio total.

Já para alcançar os valores de lançamento de $15,0$ e $10,0 \text{ mg NL}^{-1}$ adotados pela União Europeia, a razão de recirculação aplicada deve ser superior a $4,0$ e $6,0$, respectivamente (77% e 84% de remoção).

Os valores citados anteriormente se referem ao padrão de lançamento de esgotos em corpos hídricos; para a concentração de nitrato na água potável, tanto o Brasil como os Estados Unidos já limitam esse valor a 10 mgN-NO_3^- , valor ligeiramente menor do que a recomendação da Organização Mundial da Saúde, de 11 mgN-NO_3^- (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; OMS, 2011; USEPA, 2010). Na Fig. 5 estão apresentados os dados para cada uma dessas simulações.

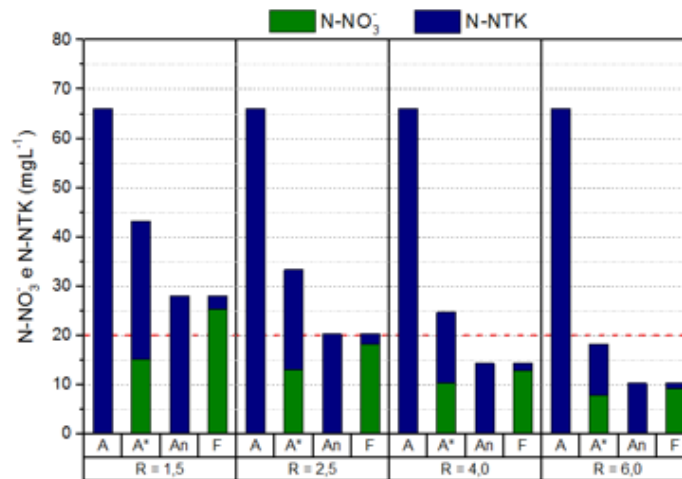


Figura 5 - N-NTK e N-NO₃⁻ (mgL^{-1}) em cada etapa de tratamento com diferentes razões de recirculação no afluente bruto (A), afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado (A*), efluente anaeróbio (An) e efluente final (F)

Quanto à redução dos valores de DQO (Fig. 6), os dados simulados resultam em até 97% de eficiência. No caso, foram consideradas as estimativas de consumo de matéria orgânica de 70% em

reatores anaeróbios (MAGALHÃES et al., 2019; OLIVEIRA e VON SPERLING 2005) e 80% em reatores aeróbios (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005; MOTA e VON SPERLING, 2009) (Tabela 4).

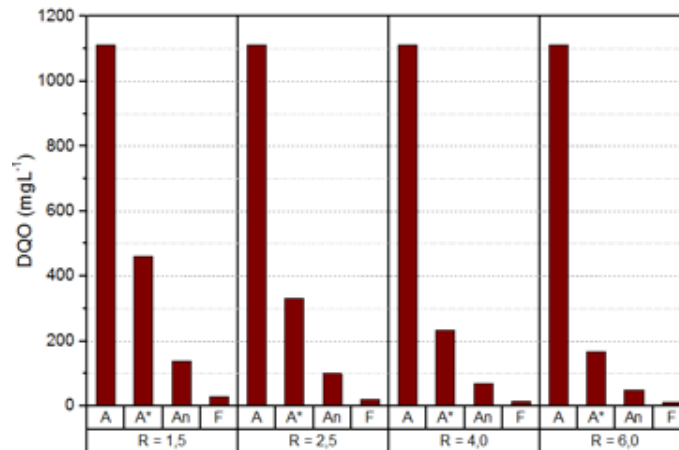


Figura 6 - DQO (mgL^{-1}) em cada etapa de tratamento com diferentes razões de recirculação. Afluente bruto (A), afluente bruto + efluente aeróbio nitrificado (A*), efluente anaeróbio (An) e efluente final (F).

Silva et al. (2015) avaliaram a desnitrificação utilizando filtro anaeróbio preenchido com cascas de coco verde, no qual o afluente era composto pela mistura de esgoto bruto com efluente nitrificado em filtro de areia, nas proporções de 0; 12,5; 25,0; 37,5 e 50,0% do efluente aeróbio. A partir dos resultados encontrados, obteve-se uma curva decrescente da concentração de nitrogênio total final à medida que a proporção de efluente nitrificado aumentou no reator desnitrificante. Na proporção de 50%, que equivaleria a uma razão de recirculação igual a 1,0, a desnitrificação na unidade anaeróbia resultou em concentração de N-NO_3^- inferior a $1,0 \text{ mgL}^{-1}$ (98% de eficiência), e a concentração de nitrogênio total no efluente final foi de $33,8 \text{ mgL}^{-1}$, corroborando com os dados apresentados na simulação na Fig. 4.

Tai et al. (2006) avaliaram um sistema anaeróbio-aeróbio, composto por um UASB seguido de reator do tipo *jet loop* (reator aerado de fluxo ascendente). As razões de recirculação do efluente nitrificado para o reator UASB variaram entre 1,0 e 4,0, mesclando o efluente aeróbio com água residual bruta. Os experimentos também foram realizados considerando a diminuição dos valores de TDH do sistema, sendo o UASB testado com TDH de 24, 16 e 10h. Os autores observaram

que a eficiência de desnitrificação do sistema integrado aumentou de 49 para 86% para todos os TDH quando a razão de recirculação aumentou de 1,0 para 4,0. Em termos de nitrogênio total no efluente final, com razão de recirculação de 2,0 e 3,0 a concentração obtida foi próxima a 20,0 e $15,0 \text{ mgL}^{-1}$, independentemente do TDH. Esses resultados dialogam com os dados obtidos nas simulações apresentadas. Além disso, também não houve necessidade de adição de fonte externa de carbono, uma vez que o efluente bruto foi capaz de suprir a demanda da desnitrificação.

Foco et al. (2015) avaliaram o sistema combinado filtro anóxico-biofiltro aerado em escala de bancada com recirculação interna de efluente, em termos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário. Sem adição de carbono externo ou alcalinizante, para as razões de recirculação de 1,5; 2,0 e 4,0, os autores obtiveram concentração final de nitrogênio total, respectivamente, abaixo de 30,0, 20,0 e $15,0 \text{ mgL}^{-1}$. Os resultados experimentais para nitrogênio total encontrados com o sistema avaliado pelos autores corroboram as concentrações obtidas pela simulação realizada. A eficiência média de redução dos valores de DQO foi de $91 \pm 4\%$, e não sofreu variação significativa em função da razão de recirculação.

Logo, para a realidade atual brasileira, em que pouco se aprofunda na remoção de nitrogênio, seria um grande avanço alcançar níveis de nitrogênio total no efluente final inferiores a $30,0 \text{ mgL}^{-1}$ com razão de recirculação de 1,5. Tal eficiência pode ser obtida com modificações mínimas nas estações de tratamento, que já estão em operação e sem a necessidade de adição de fonte externa de carbono, um limitante comum para o processo da desnitrificação.

3.3 Considerações sobre os resultados

Embora a simulação teórica indique que o aumento da razão de recirculação resulta na diminuição da concentração de nitrogênio no efluente final, é necessário ponderar algumas consequências que não puderam ser avaliadas neste estudo mas que devem ser levadas em consideração para a operação em uma ETE. Essas consequências são aumento da velocidade ascensional e consequente arraste de sólidos (CARVALHO et al., 2008); diluição do afluente e

alteração das taxas A/M (alimento/microrganismos), que impacta no processo de nitrificação (ZHANG e ZHOU, 2007), na idade do lodo e na recirculação de sólidos provenientes da etapa aeróbia (VON SPERLING, 2002); aumento do oxigênio dissolvido no afluente do reator anaeróbio, podendo reduzir sua eficiência no processo anaeróbio (SUN et al., 2010); redução da produção de biogás com potencial energético, devido à diminuição do processo da metanogênese (MAGALHÃES et al., 2019).

Outro aspecto a se levar em consideração é a variação da alcalinidade e pH no processo. Alguns autores relatam que uma vantagem da recirculação seria a economia da adição de fonte externa de alcalinidade (FOCO et al., 2015). Considerando os valores teóricos de produção de alcalinidade de $3,57 \text{ mgCaCO}_3$ a cada 1 mg N-NO_3^- desnitrificado e de consumo de $7,14 \text{ mg CaCO}_3$ a cada 1 mg N-NH_4 nitrificado (VAH HAANDEL et al., 2009), o balanço de alcalinidade teórico expresso na Tabela 5 indica que o consumo de alcalinidade ainda é maior no processo.

Tabela 5 - Balanço teórico de alcalinidade total ($\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) no processo para diferentes razões de recirculação

Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)	R = 1,5	R = 2,5	R = 4,0	R = 6,0
Consumida	180,5	130,5	92,2	66,3
Produzida	54,1	46,6	36,9	28,4
%Rem N-NO_3^-	$98,6 \pm 0,1a$	$83,0 \pm 4,5b$	$70,0 \pm 9,0c$	$31,7 \pm 4,3d$

Dessa forma, com os resultados da simulação teórica realizada, a desnitrificação diminui o consumo de fonte externa de alcalinidade, porém sua completa remoção deve ser avaliada de forma a evitar variações significativas do pH.

4 CONCLUSÕES

Considerando os ensaios experimentais realizados com reator UASB, para uma faixa de

DQO/ N-NO_3^- entre 1,6 - 5,7, a eficiência de desnitrificação varia linearmente entre $31,7 \pm 4,3\%$ a $98,6 \pm 0,1\%$. Para razões DQO/ N-NO_3^- superiores a 5,7, a estimativa é a de que o processo de desnitrificação ocorra de forma completa.

A partir desses resultados e da simulação teórica da concentração de nitrogênio final em função da razão de recirculação, foi estimado que para uma razão de recirculação de 1,5 entre o efluente nitrificado e o afluente bruto a concentração final

de nitrogênio total pode ser inferior a 30,0 mgL⁻¹ dentro de uma combinação de reatores anaeróbios e aeróbios. Isso representa uma remoção de aproximadamente 57% do nitrogênio presente no afluente, o que é significativo em estações de tratamento de esgoto que não possuem pós-tratamento para remoção de nutrientes.

Entretanto, presumindo-se um limite de lançamento de até 20 mgL⁻¹ de nitrogênio amoniacal, o presente estudo estimou que uma razão de recirculação de 2,5 permitiria alcançar a concentração abaixo da desejada e 69% de remoção de nitrogênio total. Para limites mais restritos de NT de 15 mgL⁻¹ e 10 mgL⁻¹ no efluente final, seriam necessárias razões de recirculação de 4,0 e 6,0, respectivamente.

As maiores vantagens da recirculação são a realização da desnitrificação sem adição de fonte externa de carbono e a possibilidade de realizar a desnitrificação em estações de tratamento que já estão em operação, com modificações mínimas. Porém, deve-se levar em consideração as limitações do estudo realizado em reatores com escala de bancada e os parâmetros que não foram avaliados, como a possibilidade de arraste de sólidos, a redução da produção de biogás, a entrada de OD no reator anaeróbio, dentre outros.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq (311275/2015-0) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e à Fapesp (Processo 2017/07490-4 e 2019/11353-8) pelo Auxílio à Pesquisa.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23rd edn. Washington, DC, USA: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2017.
- BRESSANI-RIBEIRO, T.; ALMEIDA, P. G. S.; VOLCKE, E. I. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. **Environmental Science: Water, Research & Technology**, v. 4, n. 11, p. 1721-1738, 2018.
- CARVALHO, K. Q., SALGADO, M. T., PASSIG, F. H. e PIRES, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522008000200013>
- CHERNICHARO, C. A. de L., RIBEIRO, T. B., GARCIA, G. B., LERMONTOV, A., PLATZER, C. J., POSSETTI, G. R., C., ROSSETO, M. A. L. R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.028>
- CHRISTENSSON, M., LIE, E., & WELANDER, T. A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 6, p. 83-90, 1994. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0255>
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução número 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. 2005.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução número 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357 de março de 2005 do CONAMA. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. 2011.
- CHUNG, J., AMIN, K., KIM, S., YOON, S., KWON, K. AND BAE, W. Autotrophic denitrification of nitrate and nitrite using thiosulfate as an electron donor. **Water Research**, v. 58, p. 169-178, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.071>
- CHIU Y.-C. CHUNG M.-S. Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification. **International Biodeterioration & Biodegradation** v. 51, n. 1, p. 43-49, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00074-4)
- DHOBLE, Yogesh Nathuji; AHMED, Sirajuddin. Sustainability of Wastewater Treatment in Subtropical Region: Aerobic Vs Anaerobic Process. **International Journal of Engineering Research and Development**, v. 14, n. 1, p. 2278-67, 2018.
- DUARTE, N.C., BARBOSA, A.C., MAGALHÃES, T.M., MONTAGNER, C.C., CRUZ, L.M.O., TONETTI, A.L. Conventional Anaerobic

- Reactors Applied to Denitrification: a Comparison Between Packed Bed and UASB Reactors Under Low COD Conditions. **Water Air Soil Pollut** 232, 54 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05009-2>
- EU – European Union. **Council Directive 91/271/EEC** of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. European Union, 1991.
- FOCO, M. L. R.; LOPES, G. dos P. R.; NOUR, E. A. A. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 55–64, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000121276>
- GUO, Y.; GUO, L.; SUN, M.; ZHAO, Y.; GAO, M.; SHE, Z. Effects of hydraulic retention time (HRT) on denitrification using waste activated sludge thermal hydrolysis liquid and acidogenic liquid as carbon sources. **Bioresource Technology**, 224, p. 147–156, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.056>
- MAGALHÃES, T. M., DUARTE, N. C., DE ALENCAR NEVES, T., BUENO, D. A. C., DELFORNO, T. P., DE OLIVEIRA, V. M., TONETTI, A. L. The Challenge of Making Wastewater Treatment Plants Composed by Anaerobic Reactors Capable of Removing Nitrogen. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, n. 10, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4300-0>
- MAAZ, M., YASIN, M., ASLAM, M., KUMAR, G., ATABANI, A. E., IDREES, M., ANJUM, F., JAMIL, F., AHMAD, R., KHAN, A. L., LESAGE, G., HERAN, M., KIM, J. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: novel configurations, fouling control and energy considerations. **Bioresource Technology**, v. 283, p. 358–372, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.061>
- MERGAERT, K; VANDERHAEGEN, B; VERSTRAETE, W. Applicability and trends of anaerobic pre-treatment of municipal wastewater. **Water Research**, v. 26, n. 8, p. 1025–1033, 1992. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90137-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90137-5)
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria no 2.914** de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, 2011.
- MOTA, F. S.B.; VON SPERLING, M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. In: MOTA, F. S.B.; VON SPERLING, M. (coordenadores). **Reúso de água**. Rio de Janeiro: ABES, 2009, 428p.
- MOZUMDER, M. S. I.; HOSSAIN, M. D. Interaction between Biological Nitrogen Removal Processes and Operating Parameters: A Review. **Journal Of Scientific Research**. v. 12, n. 4, p. 757–774, 2020. <https://doi.org/10.3329/jsr.v12i4.46092>
- NIU, W.; GUO, J.; LIAN, J.; NGO, H.H., LI, H.; SONG, Y.; LI, H.; YIN, P. Effect of fluctuating hydraulic retention time (HRT) on denitrification in the UASB reactors. **Biochemical Engineering Journal**, v. 132, p. 29–37, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.12.017>
- OLIVEIRA, Sílvia M. A. Corrêa; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011>
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2011. **Guidelines for Drinking-water Quality** quarta edição. Disponível em http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf, acesso em 06 de março de 2021.
- RAJTA, A., BHATIA, R., SETIA, H. AND PATHANIA, P. Role of heterotrophic aerobic denitrifying bacteria in nitrate removal from wastewater. **Journal of Applied Microbiology**, v. 128, n. 5, p. 1261, 2020. <https://doi.org/10.1111/jam.14476>
- RUIZ, G., JEISON, D. and CHAMY, R. Development of denitrifying and methanogenic activities in USB reactors for the treatment of wastewater: effect of COD/N ratio. **Process Biochemistry** v. 41, n. 6, p. 1338–1342, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.01.007>
- SILVA, J. C. P., TONETTI, A. L., LEONEL, L. P., & COSTA, A. Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (*Cocos nucifera*). **Ecological Engineering**, v. 82, p. 474–479, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.007>
- SUN, S. P. NÀCHER, C. P. I., MERKEY, B., ZHOU, Q., XIA, S. Q., YANG, D. H., SUN, J. H., SMETS, B. F. Effective biological nitrogen removal treatment processes for domestic wastewaters with low C/N ratios: A review. **Environmental Engineering Science**, v. 27, n. 2, p. 111–126, 2010. <https://doi.org/10.1089/ees.2009.0100>
- TAI, C. S.; SINGH, K. S.; AND GRANT, S. R. Combined Removal of Carbon and Nitrogen in an Integrated UASB-Jet Loop Reactor Bioreactor System. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 6, p. 624–637, 2006. <https://doi.org/10.110.1061/ASCE0733-93722006132:6624>
- TONETTI, A. L., CORAUCCI FILHO, B., BERTONCINI, E. I., OLIVEIRA, R. A., & STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.2, p.227–234, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000200015>
- SHEN, Y., YANG, D., WU, Y., ZHANG, H., ZHANG, X. Operation mode of a step-feed anoxic/oxic process with distribution of carbon source from anaerobic zone on nutrient removal and microbial properties. **Scientific Report** 9, 1153, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37841-8>
- TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J.R.; FADINI, P.S.; NICOLAU, C.H. Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 381–392, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400010>

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – EESC/USP, 1992.

USEPA. **Nutrient Control Design Manual**. EPA/600/R- 10/100. 2010.

VAN HAANDEL A.C. KATO M.T. E VON SPERLING M. Remoção Biológica de Nitrogênio: Aplicações para o Sistema de Lodo Ativado. In: MOTA F.S.B e VON SPERLING M (Eds.) **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES. ISBN: 978-85-7022-164-3, 2009

VON SPERLING M. **Lodos ativados**. Princípio de tratamento biológico de águas residuárias. 2a ed. Departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

VON SPERLING, M., e CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**, Editora IWA, 2005.

WAGNER, J., GUIMARÃES, L. B., AKABOCI, T. R. V., e COSTA, R. H. R. Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v.71, n. 7, p. 1040-1046, 2015.

ZHANG, Peng; ZHOU, Qi. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. **Frontiers of environmental science & engineering in China**, v. 1, n. 1, p. 49-52, 2007.