

## **II-456 - INFLUÊNCIA DE CONDIÇÕES DE AERAÇÃO NAS ATIVIDADES BACTERIOLÓGICAS DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CANIL PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO**

**Aline dos Reis Souza<sup>(1)</sup>**

Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário de Formiga (UNIFOR/MG), Mestre e Doutoranda em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal de Lavras (UFLA).

**Letícia Alves de Carvalho<sup>(2)</sup>**

Engenheira Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras (UFLA).

**Guilherme Oliveira Martins<sup>(3)</sup>**

Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras (UFLA).

**Luciene Alves Batista Siniscalchi<sup>(4)</sup>**

Bióloga, Mestre em Engenharia Ambiental (UFOP), Doutora em Saneamento (UFMG), Professora Adjunta do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

**Ronaldo Fia<sup>(5)</sup>**

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Doutor em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela UFV, Professor Associado do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, campus da UFLA. Lavras - MG - CEP:37200-000 - Brasil - Tel: (37) 98809-2427 - e-mail: [alinereisouza@yahoo.com.br](mailto:alinereisouza@yahoo.com.br)

### **RESUMO**

Águas residuárias com compostos nitrogenados necessitam de tratamento adequado para serem lançadas no meio ambiente, a fim de evitar poluição dos corpos hídricos, como eutrofização, e problemas de saúde pública devido à má qualidade da água para uso. O tratamento biológico para remoção de nitrogênio de águas residuárias ocorre com base no ciclo biogeoquímico do elemento, por meio de atividades microbiológicas, dependendo do potencial de oxirredução do meio e de outras variáveis envolvidas. As etapas do processo microbiológico são nitrificação (nitrosação e nitratação) e desnitrificação. Anitrificação ocorre em meio aeróbio, por oxidação do amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e este a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ); a desnitrificação por fim, reduz o nitrato a gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) em ambiente anaeróbio (ou anóxico). Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi inferir sobre o desempenho dos microrganismos nesse processo, sob diferentes condições de aeração, monitorando a densidade de bactérias oxidadoras de amônia (BOA), bactérias oxidadoras de nitrito (BON) e bactérias desnitrificantes (BD), pela técnica de tubos múltiplos, e as variáveis envolvidas: pH, concentrações de  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , nitrogênio total Kjeldahal (NTK) e matéria orgânica por meio da demanda química de oxigênio (DQO). Monitorou-se as unidades biofiltro aerado submerso (BAS), decantador secundário (DS) e sistemas alagados construídos (SACs) da estação de tratamento de efluente de canil do Parque Francisco de Assis (ETE-PFA), com coletas semanais em cada unidade, em duas diferentes fases (F) de aeração do BAS; com sete e cinco horas de aeração ininterruptas (F1 e F2). Observou-se nas unidades monitoradas um maior desenvolvimento das BOA na F1 e das BON e BD na F2, e baixas concentrações de nitrito e nitrato, sendo o nitrato maior na F2, fase de menor tempo de aeração. Resultados menos satisfatórios em F1 foram atribuídos à maior variação de cargas orgânica e arrastes, já que a eficiência de remoção de matéria orgânica e de nitrogênio total foi menor (0% e 27% respectivamente). O sistema tinha capacidade de desnitrificação; porém, existia baixa concentração de nitrato, e elevada relação C:N, devido à alta concentração de DQO, que pode ter limitado a nitrificação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Bactérias Nitrificantes, Bactérias Desnitrificantes, Biofiltro Aerado Submerso.

### **INTRODUÇÃO**

A utilização de compostos fertilizantes têm se intensificado, aumentando a carga de nitrogênio difusa que atinge os corpos d'água receptores. Sabe-se ainda, que o lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais, também podem contribuir para a eutrofização artificial. Em virtude disso, para prevenir a poluição por nitrogênio, os efluentes necessitam ser tratados reduzindo a carga deste nutriente, e evitando assim a deterioração dos mananciais (VON SPERLING, 2017; LUESKEN et al., 2011).

O Parque Francisco de Assis (PFA), localizado em Lavras – MG, acolhe e abriga aproximadamente 450 cães, que após os cuidados necessários são disponibilizados à adoção. No entanto, o acolhimento e tratamento dos cães gera água residuária proveniente da lavagem das baias para remoção dos excrementos animais (FRANCO et al., 2018). Dessa forma, gera um efluente enriquecido em compostos nitrogenados provindos das excretas, amonificação, dentre outros. Nesse sentido, faz-se necessário o tratamento a fim de reduzir o impacto do excesso de compostos nitrogenados e problemas de saúde pública (SOUZA et al., 2018).

O sistema de tratamento de efluentes do canil Parque Francisco de Assis (PFA), conta com unidades de tanque séptico-filtro anaeróbico de 15 m<sup>3</sup> cada tanque, biofiltro aerado submerso (BAS) de 25 m<sup>3</sup>, seis decantadores secundários (DS) em série, de 2 m<sup>3</sup> cada e três sistemas alagados construídos (SACs) de escoamento subsuperficial horizontal cultivados com capim-vetiver, de 2 m<sup>3</sup> cada. A estação de tratamento de efluente (ETE) foi dimensionada para um tempo mínimo de detenção hidráulica (TDH) de 12 h e vazão máxima de 20 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (FRANCO et al., 2018). Segundo o monitoramento realizado por Souza (2015) a vazão média diária tratada na ETE do PFA é de 0,08 L s<sup>-1</sup>.

Convencionalmente, a remoção de cargas de nitrogênio em um sistema de tratamento de águas residuárias, faz-se por meio de dois processos: nitrificação bacteriana (processo aeróbio) que oxida o amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) em nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Subsequentemente, no processo anaeróbico (ou anóxico), compostos orgânicos são necessários como suplemento para a redução de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) para gás nitrogênio (N<sub>2</sub>) por microrganismos desnitrificantes (LUESKEN et al., 2011).

A nitrificação ocorre em meio aeróbio pela ação de dois grupos de microrganismos nitrificantes quimioautotróficos, o das bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e das bactérias oxidadoras de nitrito (BON), que fixam dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) com a energia obtida nas reações. Na primeira etapa da nitrificação, as BOA, por meio da enzima amônia-monooxigenase, da membrana celular, produzem hidroxilamina (NH<sub>2</sub>OH), que pela enzima hidroxilamina oxidoredutase, oxidam o NH<sub>2</sub>OH, em NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. E na segunda etapa, as bactérias oxidadoras de nitrito (BON), por meio da nitrito-oxidoredutase, convertem o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

As bactérias nitrificantes têm como principais representantes aquelas pertencentes aos gêneros *Nitrosomonas* — responsáveis pela oxidação do íon amônio a nitrito (BOA) — e *Nitrobacter* (BON) —, embora uma grande variabilidade de microrganismos possa ser avaliada por técnicas independentes de cultivo, e a presença de arqueias oxidadoras de amônia (AOA) tenha sido relatada em sistemas de tratamento de esgoto, sendo dominantes, principalmente, no inverno (Pan et al., 2018). *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são sensíveis, e, portanto, o processo de nitrificação pode ser lento em níveis de potencial hidrogeniônico (pH) inferior a 6,0 e inibido em pH abaixo de 4,5, sendo sua faixa ótima de 6,6 a 8,0 (MAIER; PEPPER; GERBA, 2009).

O outro processo que sustenta o ciclo biogeoquímico do nitrogênio, a desnitrificação, é promovida em condições anóxicas por bactérias desnitrificantes (BD) heterotróficas facultativas, como *Rhizobium*, *Pseudomonas denitrificans* e *Azospirillum*, responsáveis pela redução do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> produzido pelas nitrificantes, e conversão em nitrogênio gasoso, utilizando fontes de matéria orgânica como energia. Além da desnitrificação heterotrófica, compostos inorgânicos reduzidos podem ser utilizados como doadores de elétrons, como o sulfeto, caracterizando um processo de desnitrificação autotrófica. Um dos microrganismos responsáveis pelo processo é o *Thiobacillus denitrificans*. De acordo com Foresti (2006), esse seria um processo promissor, uma vez que permite a interação entre os dois ciclos biogeoquímicos, nitrogênio, possibilitando a remoção de nitrogênio utilizando o enxofre, por exemplo, produzido em sistemas anaeróbios, como o sulfeto de hidrogênio como fonte doadora de elétrons.

O controle da concentração de oxigênio dissolvido OD é crucial para o processo, uma vez que determina as rotas bioquímicas dominantes no reator. A alta concentração de OD inibe a desnitrificação, ao passo que uma baixa concentração de OD causa uma limitação de oxidação do amônio (ZIELINSKA et al., 2012).

Além do nível de oxigenação, os processos de nitrificação e desnitrificação dependem da concentração de matéria orgânica, bem como a relação das concentrações de carbono e nitrogênio, temperatura, pH, entre outros. Os principais desafios nos sistemas tratamentos são o requerimento de aeração na etapa de nitrificação e a adição de uma fonte de carbono orgânico externa como fonte de energia na etapa de desnitrificação (ZOPPAS, BERNARDES E MENEGUZZI, 2016).

Portanto, com foco na importância do entendimento dos processos bioquímicos e microbiológicos, como forma de otimizar as condições, para que as bactérias nitrificantes e desnitrificantes possam atuar potencializando a remoção dos compostos nitrogenados, objetivou-se inferir sobre o desempenho destes microrganismos no tratamento de água residuária do canil para remoção de nitrogênio, sob diferentes condições de aeração.

## MATERIAIS E MÉTODOS

As unidades do BAS, DS e SACs foram monitoradas quanto às variáveis: pH, pelo método potenciométrico; DQO, pelo método de refluxo fechado; nitrogênio total (NTK) por micro-Kjeldahl; nitrito por colorimetria pelo método da sulfanilamida; nitrato por colorimetria pelo método do salicilato. Todas as metodologias seguiram o recomendado em APHA et al. (2005). Para estimativa da densidade das BOA e BON, e BD heterotróficas, seguiu-se a metodologia descrita por Alexander e Clarck (1982) e Tiedge et al. (1982), ambas pela técnica de tubos múltiplos e estimativa por Número Mais Provável (NMP).

Para estabelecer as condições analisadas, foram aplicadas duas fases de aeração no BAS, compreendendo o período de geração (lavagem) e entrada de efluente na ETE, entre 9 às 16 h, diariamente:

- Fase 1 (F1) com período diário de aeração igual ao período de geração do efluente, das 9 às 16 horas (7 horas ininterruptas), durante 5 meses consecutivos em 2017;
- Fase 2 (F2) com período diário de aeração menor que a F1, das 9 às 14 horas (5 horas ininterruptas), durante 6 meses consecutivos em 2018.

Para o monitoramento das variáveis físico-químicas e microbiológicas anteriormente descritas, realizou-se durante as duas fases coletas semanais do efluente do BAS, DS e SAC, em frascos de polietileno previamente limpos. Os resultados médios de cada fase foram obtidos por meio de média aritmética para as variáveis físico-químicas e geométrica para a quantificação bacteriana.

## RESULTADOS

Nos resultados de densidade de bactérias nitrificantes, observou-se um maior equilíbrio entre os dois grupos (BOA e BON), na segunda fase, visto que na primeira fase, a diferença dos valores das BOA e BON foram muito maiores, com desenvolvimento superior das BOA, responsáveis pela nitrosação. Os dados do monitoramento microbiológico são apresentados na tabela 1.

**Tabela 1: Valores médios e desvio padrão do monitoramento microbiológico do tratamento de efluente do Parque Francisco de Assis, Lavras-MG.**

Variáveis	Primeira Fase			Segunda Fase		
	BAS	DS	SAC	BAS	DS	SAC
BOA (NMP 100 ml <sup>-1</sup> )	3,1x10 <sup>6</sup> ± 2x10 <sup>6</sup>	6,5x10 <sup>6</sup> ± 1,1x10 <sup>7</sup>	1,2x10 <sup>6</sup> ± 4,4x10 <sup>5</sup>	7,2x10 <sup>4</sup> ± 1,6x10 <sup>6</sup>	8,8x10 <sup>4</sup> ± 7,7x10 <sup>5</sup>	1,4x10 <sup>5</sup> ± 7,1x10 <sup>6</sup>
BON (NMP 100 ml <sup>-1</sup> )	2,7x10 <sup>5</sup> ± 1,7x10 <sup>5</sup>	6,4x10 <sup>3</sup> ± 1x10 <sup>4</sup>	1,9x10 <sup>4</sup> ± 8,2x10 <sup>3</sup>	9,6x10 <sup>5</sup> ± 1,9x10 <sup>8</sup>	2,6x10 <sup>6</sup> ± 5,6x10 <sup>7</sup>	1,0x10 <sup>7</sup> ± 6,5x10 <sup>8</sup>
BD (NMP 100 ml <sup>-1</sup> )	1x10 <sup>10</sup> ± 9,2x10 <sup>11</sup>	2,9x10 <sup>10</sup> ± 2x10 <sup>12</sup>	1,6x10 <sup>11</sup> ± 9,4x10 <sup>12</sup>	4,0x10 <sup>18</sup> ± 7,1x10 <sup>23</sup>	1,0x10 <sup>15</sup> ± 1,5x10 <sup>16</sup>	1,0x10 <sup>21</sup> ± 7,1x10 <sup>25</sup>

Iamamoto (2006) afirma que as Nitrobactérias, apresentam maior velocidade de crescimento quando comparadas às BOA, assim como outros gêneros de BON, o que foi observado somente na segunda fase deste estudo. Como visto, na F1, esse comportamento foi invertido, o desenvolvimento das bactérias Nitrosomonas ultrapassaram a velocidade de crescimento das Nitrobactérias, o que consequentemente pode acarretar acúmulo de nitrito no sistema (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998). Ye e Zhang (2010), justificam a densidade mais elevada de BON, em função da simbiose no biofilme entre os grupos de nitrificantes, que permitem a obtenção direta do nitrito. Winkler et al. (2012), avaliando sistemas de reatores aeróbios, também observaram, abundância superior de BON sobre as BOA.

Nos resultados dos compostos nitrogenados houve maiores concentrações de nitrito na primeira fase, no BAS, e maiores concentrações de nitrato na segunda fase, por causa do maior desenvolvimento das BOA na F1 e das

BON na F2. A nitratação na F2 foi mais eficiente, apresentando valores de nitrato maiores. Os dados do monitoramento físico-químico são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2: Valores médios e desvio padrão do monitoramento físico-químico do tratamento de efluente do Parque Francisco de Assis, Lavras-MG.**

Variáveis	Primeira Fase				Segunda Fase			
	E-BAS*	BAS	DS	SAC	E-BAS*	BAS	DS	SAC
pH	8,1± 0,3	7,7± 0,3	7,7± 0,2	7,7± 0,2	8± 0,4	7,9± 0,2	7,8± 0,2	7,8± 0,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,00± 0,00	0,02± 0,03	0,00± 0,00	0,00± 0,00	0,00± 0,01	0,01± 0,01	0,00± 0,00	0,13± 0,52
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,3± 0,2	0,7± 0,7	0,5± 0,6	0,6± 0,7	0,7± 1,3	0,9± 1,6	0,8± 0,9	0,8± 0,7
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	46,6± 28,5	41,6± 35,6	40± 31,7	33,9± 26	42,9± 21,5	45,2± 29,9	33,5± 16,4	28,2± 14,4
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	529,3± 197,9	452,3± 266,1	585,2± 237,2	529,2± 272,8	774,3± 486,9	399,6± 136,2	297,7± 123,8	229,5± 187,9
Relação DQO:NTK	15,9± 13	23± 22	28,5± 27	43,8± 74,3	29± 40,7	18,7± 26,6	16,8± 26,9	14,5± 27,6

\*Entrada do biofiltro aerado submerso (BAS).

Apesar dos valores maiores de nitrato na F2 em comparação com F1, de forma geral os resultados de nitrato foram baixos na ETE-PFA nos dois tempos de aeração analisados. Segundo Madigan et al. (2016) o crescimento das nitrificantes (grama de células por mol de substrato oxidado), é baixo, e o rendimento celular (coeficiente de crescimento) das BON é menor, de 0,042 mg de células/mg N, enquanto das BOA é de 0,147 mg de células/mg N, (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016) fatos que explicam a baixa nitratação, como ocorreu neste estudo.

O maior desenvolvimento das BOA e menor desenvolvimento das BON na primeira fase pode ser justificado pela instabilidade inicial do processo de tratamento com variação de cargas e arraste de biomassa (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998), tal fato proporcionou reduzida nitratação, mesmo com maior tempo de aeração. Souza et al. (2018) relataram ampla variação diária da vazão e de carga orgânica nesse sistema e arraste de biomassa. Com isso, na F1, a eficiência de remoção de matéria orgânica e de nitrogênio total foi menor (0% e 27%, respectivamente) comparada à F2 (70% e 34%, respectivamente), evidenciando que houve maior variação de cargas orgânicas e arrastes na primeira fase.

A variação de concentração de matéria orgânica pode ser observada de uma fase para outra, com aumento na segunda fase (DQO 529mg L<sup>-1</sup> na F1 para 774 mg L<sup>-1</sup> na F2). Sugere-se que esse fator pode ter influenciado no aumento na densidade das bactérias desnitrificantes, em média de  $6,7 \times 10^{10}$  NMP 100 mL<sup>-1</sup> para  $3,4 \times 10^{20}$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>, uma vez que desnitrificantes heterotróficos utilizam compostos orgânicos como fonte de carbono na redução de nitrato à gás nitrogênio (desnitrificação) (LUESKEN et al., 2011). Esse fato confirma ainda a maior eficiência de remoção de nitrogênio total na segunda fase.

Em ambas as fases, a relação DQO:NTK encontrada foi elevada, devido a maior concentração de DQO do efluente. Porém, houve redução desta relação na F2 contribuindo com a maior eficiência de remoção de nitrogênio total na F2.

Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016) constataram que há uma ampla faixa de relações C:N que foram efetivas para remover nitrogênio das águas residuárias. Porém, o que se sabe é que o aumento da quantidade de matéria orgânica na alimentação aumenta o crescimento das bactérias heterotróficas na superfície do biofilme, competindo por espaço com as bactérias autotróficas, proporcionando decréscimo na eficiência da oxidação de amônio. Isto provavelmente aconteceu na F2, na qual o aumento das bactérias heterotróficas (desnitrificantes) pode ter competido com as autotróficas *Nitrosomonas*, o que reduziu a produção de nitrato; porém, não prejudicou a eficiência geral de remoção de nitrogênio nesta fase.

Segundo os autores uma vez que a eficiência do processo exige que as taxas de nitrificação e desnitrificação sejam semelhantes, o aumento de bactérias heterotróficas no sistema, em geral, prejudicará a remoção de nitrogênio por essa via. Porém, o que se observou neste estudo foi um maior equilíbrio entre as nitrificantes

(autotróficas) com um aumento das desnitrificantes (heterotróficas), neste caso o equilíbrio das nitrificantes foi determinante para produção de nitrato e redução deste pelas desnitrificantes, alcançando uma maior eficiência entre as fases.

O pH permaneceu em faixa adequada para atividades bacteriológicas. Em pH alcalino (>7,0), o equilíbrio químico é deslocado no sentido da formação de amônia e até a formação de nitrito. Essa situação favorece as BOA sobre as BON (CIUDAD, 2007), o que não foi observado neste estudo. Em pH menor que 6,0, tanto as BOA quanto as BON decrescem sua atividade (BELTRAN, 2008).

## CONCLUSÕES

Concluiu-se que o sistema tem capacidade de desnitrificação. Porém, existe baixa concentração de nitrato, justificada pelo baixo rendimento global de nitrificantes. A F2 apresentou melhores resultados com reduzido tempo de aeração. Estudos mostram diferentes comportamentos de eficiência de processo para concentrações semelhantes de oxigênio dissolvido, evidenciando o quanto essa variável sofre alterações de sistema para sistema. Então, conforme os melhores resultados da F2, recomenda-se um acréscimo de nitrogênio ao meio para reduzir a relação C:N, que, em excesso no presente estudo pôde ter limitado a obtenção de resultados ainda melhores. E recomenda-se mais ensaios com maiores tempos de aeração comparados aqueles avaliados no presente trabalho, o que pode aumentar a nitratação nesse sistema.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG e CAPES pelo apoio à pesquisa, ao Parque Francisco de Assis pelas unidades experimentais, à Sociedade Lavrense de Proteção aos Animais (SLPA) e voluntários, ao Laboratório de Microbiologia de Água e Esgoto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e à Universidade Federal de Lavras (UFLA) especialmente ao programa de doutorado do primeiro autor e ao Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALEXANDER, M.; CLARK, F. E. "Nitrifying bacteria". In C. A. Black (ed.), Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties, pp. 1477 – 1483. American Society of Agronomy. Madison, Wis, 1982.
2. APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
3. BELTRAN, C.A.E. (2008) Aplicación de un sistema de control supervisor de pH y OD en la operación continua de un reactor nitrificante de disco rotatório. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.
4. CAMPOS, A. P.; ARAÚJO, J. C. de. Determinação de Bactérias Nitrificantes pelo Método dos Tubos Múltiplos (NMP). Procedimento Operacional Padrão (POP). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2010. 22 p. Documento da Rede PROSAB Microbiologia para o Saneamento Ambiental. Área: Bacteriologia.
5. CIUDAD, G.A.B. (2007) Nitrificación-desnitrificación vía nitrito em reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco.
6. FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic Processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v.5, n.1, p.3-19, 2006.
7. FRANCO, C.S., FIA, R., MAFRA, D.C.B., VILELA, H.S., LANDIM, D.V., SOUZA, A.R.S. Operação do sistema de tratamento de dejetos do Parque Francisco de Assis, Lavras –MG. Boletim Técnico. Editora UFLA. 39 p. 2018.
8. IAMAMOTO, C. Y. Remoção de Nitrogênio de Águas Residuárias com Elevada Concentração de Nitrogênio Amoniacal em Reator Contendo Biomassa em Suspensão Operado em Batelada Sequenciais e Sob Aeração Intermitente. 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.



9. LUESKEN, F. A.; VAN ALLEN, T. A.; VAN DER BIEZEN, E.; FRIJTERS, C.; TOONEN, G.; KAMPMAN, C.; HENDRICKX, T. L.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; STROUS, M.; OP DEN CAMP, H. J.; JETTEN, M. S. Diversity and enrichment of nitrite-dependent anaerobic methane oxidizing bacteria from wastewater sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 92, n. 4, p. 845-854, 2011.
10. MADIGAN, Michael T. et al. *Microbiologia de Brock*. 14. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2016.
11. MAIER, R. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. *Environmental microbiology*. 2nd ed., 624 p., Academic Press, 2009.
12. Pan, Kai-Ling & Gao, Jing-Feng & Fan, Xiao-Yan & Li, Ding-Chang & Dai, Hui-Hui. (2018). The more important role of archaea than bacteria in nitrification of wastewater treatment plants in cold season despite their numerical relationships. *Water Research*. 145. 10.1016/j.watres.2018.08.066.
13. SOUZA, A.R. Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG. 2015.130p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade de Federal de Lavras, Lavras, 2015.
14. SOUZA, A.R., FIA, R., VILELA, H.S., MAFRA, D.C.B., LANDIM, D.V., FRANCO, C.S. Efficiency of the treatment system of wastewater at a kennel. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 40, e36694, 2018.
15. TIEDJE, J.M. 1982. Denitrification, pp. 1011-1026. In A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy Monograph No. 9*, Amer. Soc. Agron., Madison, WI.
16. VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. *Environ. Pollut.*, 102 (1), 717-726, 1998.
17. VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2017. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).
18. WINKLER, M. K. H. et al. Unravelling the reasons for disproportion in the ratio of aob and nob in aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 94, n. 6, p. 1657–1666, 2012.
19. YE, Lin; ZHANG, Tong. Estimation of nitrifier abundances in a partial nitrification reactor treating ammonium-rich saline wastewater using DGGE, T-RFLP and mathematical modeling. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v.88, p.1403-1412, 2010.
20. ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA BARYLA, I. (2012) Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 24, n. 6, p. 990-998.
21. ZOPPAS, F.M., BERNARDES, A.M., MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.21, n.1, p. 29-42, jan/mar. 2016.