

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS MEDIANEIRA**

SHEILA APARECIDA FRITSCH LAZZEREIS

**INFLUÊNCIA DO TEMPO DE CICLO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO EM
REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS E MICROFAUNA OBSERVADA**

DISSERTAÇÃO

**MEDIANEIRA
2016**

SHEILA APARECIDA FRITSCH LAZZEREIS

**INFLUÊNCIA DO TEMPO DE CICLO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO EM
REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS E MICROFAUNA OBSERVADA**

**Influence of cycle time on the nitrification process in sequential batch reactors
and observed microfauna**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Tecnologias
Ambientais – PPGTAMB da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Orientadora: Juliana Bortoli Mees.
Coorientador: Fernando Periotto.

MEDIANEIRA

2016



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Medianeira
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais



TERMO DE APROVAÇÃO

INFLUÊNCIA DO TEMPO DE CICLO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO EM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS E MICROFAUNA OBSERVADA

Por

SHEILA APARECIDA FRITSCH LAZZEREIS

Essa dissertação foi apresentada às quatorze horas, do dia sete de abril de dois mil e dezesseis, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, Linha de Pesquisa Tecnologias de Tratamento e Valorização de Resíduos, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A candidata foi argüida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees (Orientador – PPGTAMB)

Prof. Dr. Fernando Periotto (Coorientador – PPGTAMB)

Prof. Dra. Larissa de Bortolli Chiamolera Sabbi (Membro Interno – UTFPR)

Prof. Dra. Simone Damasceno Gomes (Membro Externo – UNIOESTE)

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa

Dedico este trabalho a toda minha família, e a todos que contribuíram para tornar possível essa conquista.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por tudo e pela vida.

À minha família, esposo Fabio, aos meus pais Maria e Airton, meus filhos João Vitor e Maria Fernanda pelo apoio, aprovação, compreensão, carinho e amor durante este período de aprendizado.

À Professora Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees pela, paciência, dedicação e esforço durante a orientação deste trabalho, proporcionando o crescimento pessoal e profissional.

À Frimesa Cooperativa Central, pela confiança e oportunidade de desenvolvimento desta dissertação.

Ao colegiado e aos docentes do Programa de Pós - Graduação em Tecnologias Ambientais, pelo repasse dos conhecimentos.

RESUMO

LAZZEREIS, Sheila Aparecida Fritsch. **INFLUÊNCIA DO TEMPO DE CICLO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO EM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS E MICROFAUNA OBSERVADA.** Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira-PR, 62f., 2016.

Os efluentes agroindustriais derivados de frigoríficos e abatedouros de suínos apresentam grande carga de nutrientes em especial nitrogênio e fósforo, além de alta concentração de sólidos e matéria orgânica. O nitrogênio em ambiente aquático pode ser encontrado sob as principais formas que são nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato além do nitrogênio molecular. O objetivo da remoção dos nutrientes é garantir a qualidade do efluente e proteger os corpos hídricos que receberão esses despejos. A remoção do nitrogênio realizada por tratamento biológico em reator em bateladas sequenciais (RBS), cria em sua operação condições que favorecem a nitrificação seguida da desnitrificação. Os reatores operados em bateladas sequenciais são variações dos lodos ativados em um único tanque onde todas as etapas e reações acontecem de forma sequencial ao longo do tempo, através da atividade da microfauna presente. Neste intuito, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação do processo de nitrificação em um reator em bateladas sequenciais contendo biomassa livre e alimentado com água residuária de abatedouro e frigorífico de suínos. Os ensaios foram realizados com os objetivos de avaliar a eficiência da nitrificação em reator em bateladas sequenciais, a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato e correlacionar a presença da microfauna com a eficiência do tratamento. O reator em estudo mostrou-se eficiente para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluente pré-tratado anaerobiamente, de um abatedouro e frigorífico de suínos, apresentou melhor eficiência no processo de nitrificação e remoção de matéria orgânica com o tempo de ciclo (TC) de 48 horas, com 63,6% de remoção para o nitrogênio amoniacal e a visualização microscópica qualitativa da microfauna pode ser relacionada com uma caracterização imediata das condições do sistema de tratamento do RBS e sua eficiência.

Palavras – chave: Agroindústria; Abatedouro e frigorífico; Água residuária; Nitrificação; Microfauna.

ABSTRACT

LAZZEREIS, Sheila Aparecida Fritsch. **Influence of cycle time on the nitrification process in sequential batch reactors and observed microfauna.** Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira-PR, 62f., 2016.

Refrigerators derivatives agroindustrial waste and slaughterhouse pigs have great load particularly nitrogen and phosphorus nutrients, and high concentration of solids and organic matter. The nitrogen in the aquatic environment can be found under the main ways that are organic nitrogen, ammonia, nitrite and nitrate in addition to molecular nitrogen. The purpose of the removal of nutrients is to ensure the quality of the effluent and protect water bodies that receive these effluents. Removal of nitrogen by biological treatment performed in sequencing batch reactor (SBR), in operation creates conditions that favor then nitrification denitrification. The reactors are operated in sequential batch variations in a single activated sludge tank where all the steps and reactions occur sequentially over time by the present Microfauna activity. To this end, this study aimed to evaluate the nitrification process in a reactor sequencing batch containing free biomass and fed slaughterhouse wastewater and pig refrigerator. The tests were conducted with the objective of evaluating the efficiency of nitrification in sequencing batch reactor, the conversion of ammonia nitrogen into nitrite and nitrate and correlating the presence of Microfauna with the efficiency of the treatment. The reactor study was efficient for the removal of ammonia nitrogen pre-treated wastewater anaerobically, a slaughterhouse and refrigerator pigs showed better efficiency in the nitrification process and removal of organic matter with the cycle time (CT) 48 hours, 63.6% for removing ammonia nitrogen and qualitative microscopic visualization of microfauna can be related to an immediate diagnosis of the conditions of RBS treatment system and its efficiency.

Key - words: Agribusiness; Slaughterhouse and refrigerator; wastewater; Nitrification; microfauna.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Transformações do Nitrogênio.....	9
Figura 2 - Efeito do pH na oxidação do nitrogênio amoniacal	12
Figura 3 - Microfauna presente em lodo de RBS	21
Figura 4–Fluxograma do sistema de tratamento da indústria.....	24
Figura 5 – Esquema do reator em bateladas sequenciais	26
Figura 6 – Microrganismos encontrados no RBS.....	40
Figura 7 – Microrganismos encontrados no TC de 48 horas.....	42
Figura 8 – Microrganismos encontrados no TC de 24 horas.....	43
Figura 9 – Microrganismos encontrados no TC de 16 horas.....	
Figura 10 – Microrganismos encontrados no TC de 12 horas.....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Microrganismos indicadores das condições de depuração	20
Tabela 2 – Tempos de ciclo (TC) em estudo divididos nas fases operacionais de funcionamento do reator (RBS).....	26
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento e respectivas metodologias adotadas	27
Tabela 4 - Caracterização físico-química do efluente, pré-tratado anaerobiamente, de abatedouro e frigorífico de suínos	29
Tabela 5- Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 48 horas.	30
Tabela 6- Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 24 horas.	31
Tabela 7- Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 16 horas.	31
Tabela 8 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 12 horas	32
Tabela 9 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 8 horas	33
Tabela 10 – Microrganismos visualizados nos tempos de ciclo de 48, 24, 16, 12 e 8 horas no reator em bateladas sequenciais.....	40

LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1 – Média do pH da água residuária nos TCs (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs) no RBS.....**36**
- Gráfico 2 – Média da condutividade da água residuária nos TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS.....**37**
- Gráfico 3 – Média da temperatura da água residuária na fase de entrada e saída da nitrificação nos TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS**38**
- Gráfico 4 – Média da Salinidade da água residuária nos TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS.....**39**

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 GERAÇÃO E TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORIUNDOS DO ABATE E INDUSTRIALIZAÇÃO DE SUÍNOS	14
2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO.....	16
2.2.1 Amonificação e assimilação	17
2.2.2 Nitrificação	18
2.2.3 Desnitrificação	19
2.2.4 Fatores que interferem nos processos de nitrificação e desnitrificação	19
2.3 REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS	22
2.3.1 Fatores a serem considerados na operação de RBS	23
3 OBJETIVOS	30
3.1 OBJETIVO GERAL	30
3.2 OBJETIVO ESPECÍFICO	30
4. MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1 ÁGUA RESIDUÁRIA.....	31
4.2 OPERAÇÃO DO REATOR (RBS).....	33
4.3 INÓCULO	33
4.4 MONITORAMENTO E MÉTODOS ANALÍTICOS	35
4.5 OBSERVAÇÃO DA MICROFAUNA.....	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE AGROINDUSTRIAL.....	37
5.2 AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO E DA MICROFAUNA NOS TCS DE 48, 24, 16, 12 E 8 HORAS	38
5.3 COMPORTAMENTO DOS PARÂMETROS MONITORADOS NA NITRIFICAÇÃO NOS TCs DE 48H, 24H, 16H, 12H E 8 HORAS	49
6 CONCLUSÕES	54
REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes agroindustriais derivados de frigoríficos e abatedouros de suínos apresentam grande carga de nutrientes em especial nitrogênio e fósforo, além de alta concentração de sólidos e matéria orgânica.

Esses nutrientes são essenciais ao desenvolvimento dos seres vivos, entretanto quando o nitrogênio encontra-se na forma de amônia é tóxico para a maioria das espécies de peixes e ambiente aquático. Geralmente o nitrogênio é de origem antrópica, decorrente de despejos industriais ou de lançamento de esgotos, que quando lançados indevidamente aos corpos receptores podem causar sua eutrofização.

O nitrogênio em ambiente aquático pode ser encontrado sob as seguintes formas principais, que são: nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato além do nitrogênio molecular. Sendo que nas formas de nitrogênio orgânico e amoniacal (formas reduzidas) consomem o oxigênio dissolvido dos corpos d'água. Vários efeitos são desfavoráveis aos corpos hídricos decorrentes da eutrofização sendo os principais o aumento da carga orgânica, a diminuição do oxigênio dissolvido, proliferação de algas, problemas relacionados a cor, odor e turbidez do meio, entre outros.

O objetivo da remoção dos nutrientes é garantir a qualidade do efluente e proteger os corpos hídricos que receberão esses despejos. Essa remoção pode ser realizada por processos físico-químicos e/ou biológicos. No tratamento biológico convencional ocorre sob três mecanismos básicos: amonificação, nitrificação e desnitrificação, onde a amonificação ocorre em meio anaeróbio, a nitrificação em meio aeróbio e a desnitrificação em meio anóxico.

A remoção do nitrogênio realizada por tratamento biológico em reator em bateladas sequenciais (RBS) cria em sua operação condições que favorecem a nitrificação seguida da desnitrificação. Os reatores operados em bateladas sequenciais são variações dos lodos ativados e consistem em um único tanque onde todas as etapas e reações acontecem de forma sequencial ao longo do tempo, através da atividade da microfauna presente. Dentre os tratamentos biológicos

existentes o emprego dos RBS possibilitam variação de carga orgânica e flexibilidade operacional

A microfauna presente, permanece no reator em todos os ciclos e sua caracterização através de visualizações por meio da microscopia pode ser utilizada como parâmetro de monitoramento já que é possível identificar a presença de alguns microrganismos e relacionar com a eficiência do tratamento. Esta visualização tem sido alvo de muitas pesquisas e estudos que relacionam a presença de grupos de protozoários e metazoários com a eficiência do processo e qualidade do efluente.

Neste trabalho, foi avaliado o processo de nitrificação em um reator em bateladas sequenciais contendo biomassa livre e alimentado com efluente de abatedouro e frigorífico de suínos. Os ensaios foram realizados com os objetivos de avaliar a eficiência da nitrificação em reator em bateladas sequenciais, a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato e correlacionar a presença da microfauna com a eficiência do tratamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 GERAÇÃO E TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORIUNDOS DO ABATE E INDUSTRIALIZAÇÃO DE SUÍNOS.

O setor industrial da carne suína se qualifica como um dos principais responsáveis pelo desenvolvimento econômico e social de muitos municípios brasileiros, por gerar emprego no campo, na indústria, no comércio e nos serviços, permanecendo o Brasil como o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, com consumo per capita anual acima de 14 kg (ABIPECS, 2015).

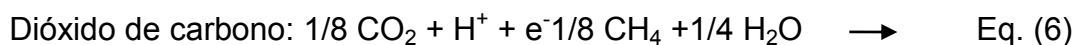
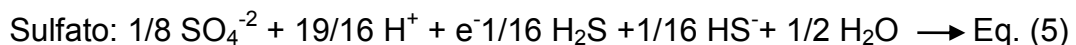
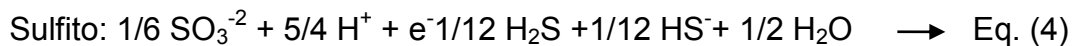
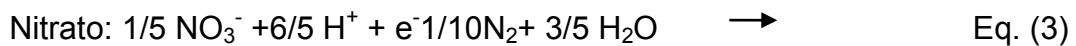
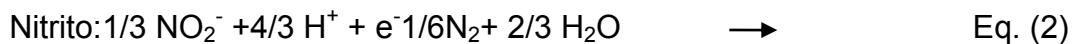
Os abatedouros e frigoríficos são responsáveis por uma grande geração de efluentes que apresentam elevado potencial poluidor aos corpos hídricos. Esses efluentes caracterizam-se pela alta carga orgânica (DBO, DQO), óleos e graxas, material flotável, pH variável devido ao uso de produtos de limpeza, alta concentração de nitrogênio e fósforo, variações de temperatura e sólidos em suspensão originados durante o abate e a industrialização como pedaços de carne, gorduras, vísceras entre outros (PACHECO, 2008).

Para cada suíno abatido e industrializado são consumidos em média 1200 litros de água (BRAILE e CAVALCANTI, 1993). Segundo Senai (2003); Bellaver e Oliveira, (2009); Espinoza et al., (2000), conforme a planta industrial e os processos realizados o consumo médio pode variar de 170 a 850 litros de água por animal abatido e industrializado.

Existe uma grande preocupação com os impactos ambientais causados pelo alto consumo de água para o abate, industrialização e limpeza das instalações e equipamentos (DALLAGO et al., 2012). O mesmo acontece nas lavagens dos caminhões, animais, equipamentos e plantas da indústria em geral, que consomem uma elevada quantidade de água e esse consumo variável de uma indústria para outra de acordo com a produção, tecnologia e equipamentos utilizados (PACHECO, 2008). Contudo essa geração de efluentes pode ser controlada, inicialmente pela redução do consumo ou uma redução nas perdas nos processos, sendo a manutenção ou alteração por processos mais modernos fundamental, evitando impactos indesejáveis.

Os impactos causados pelo lançamento de efluentes, com tratamento insuficiente ou inadequado, podem ocasionar danos severos aos corpos de água, problemas ambientais, além da deterioração dos meios naturais e morte da fauna de rios e lagos. A preocupação com a remoção dos nutrientes das águas tem sido crescente nos últimos anos, com a finalidade de garantir a qualidade do efluente assim como proteger os corpos de água receptores (KUMMER et al., 2011).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias empregados para tratar esse tipo de efluente são em geral constituídos por tratamentos preliminar e primário, para remoção de sólidos grosseiros e finos, e remoção de óleos e graxas; tratamento secundário, para remoção da matéria orgânica dissolvida. De maneira geral, os sistemas de tratamento secundário são constituídos por sistemas aeróbios e anaeróbios, sendo ambos realizados por bactérias que utilizam oxigênio como aceptor de elétrons nas reações de degradação e por bactérias que utilizam outros tipos de aceptores de elétrons (SO_4^{-2} , CO_2 , NO_3^- , etc), representados nas equações (1 a 6) a seguir (METCALF ; EDDY, 2003).



De acordo com Pacheco (2008), os despejos de matadouros e frigoríficos podem ser tratados por processos biológicos devido à característica biodegradável da composição do efluente. Pode-se citar lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios e digestores anaeróbios de fluxo ascendente, além dos processos aeróbios como filtros e biodiscos aeróbios, lodos ativados, lagoas de estabilização, entre outros.

Para seleção do tipo de processo biológico a ser utilizados é necessária a compreensão das atividades bioquímicas desenvolvidas pelos microrganismos envolvidos nestes processos, uma vez que dependendo do processo escolhido este resultará em determinados produtos finais, benéficos ou não, para o processo de redução de nutrientes e/ou matéria orgânica.

2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Nas águas residuárias Grady et al. (1999), destacam que o nitrogênio compõe-se principalmente de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. De acordo com a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e classifica os corpos de água em doces, salobras e salinas, classificando-as segundo suas qualidades requeridas de acordo com seus usos preponderantes, o limite máximo estabelecido para nitrato é de 10 mg.L⁻¹ e nitrito de 1mg.L⁻¹ para os corpos d'água doce, classes 1, 2 e 3. Já para os efluentes o limite para lançamento de nitrogênio amoniacal não pode extrapolar a concentração de 20,0 mg.L⁻¹, conforme a legislação do CONAMA nº430/2011 que estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes (BRASIL, 2005).

Durante a transformação do nitrogênio da forma orgânica até a forma molecular (N₂), todo o processo é biológico e dele participam microrganismos heterotróficos e autotróficos, anaeróbios e aeróbios. A remoção de nitrogênio ocorre sob três mecanismos básicos: a conversão de nitrogênio orgânico para amônia (amonificação), a oxidação da amônia a nitrato na presença de oxigênio (nitrificação) e, por fim, a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso utilizando um composto orgânico como agente redutor na ausência de oxigênio (desnitrificação). (ECKENFELDER, 2000; CYBIS e PICKBRENNER, 2000).

As mudanças que ocorrem com o nitrogênio nos processos de tratamento biológicos, podem ser visualizadas na Figura 1.

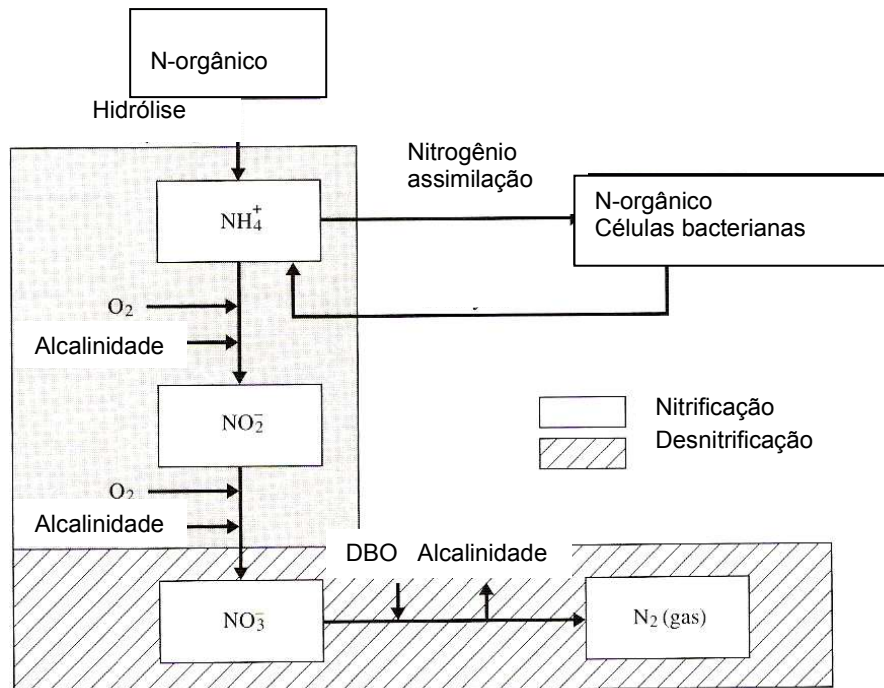
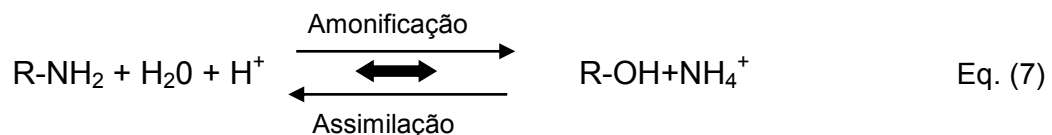


Figura 1- Transformações do Nitrogênio.
 Fonte: Adaptado de Eckenfelder, W. W. (2000).

2.2.1 Amonificação e assimilação

Bueno (2011) afirma que muitas reações podem ocorrer no tratamento de esgotos ou efluentes dependendo do processo de tratamento empregados. Dentre elas tem-se a amonificação, nitrificação e desnitrificação, que mudam a forma do material nitrogenado. Na reação de amonificação, representada na eq.7, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal, enquanto que na assimilação ocorre o processo inverso, ou seja, a amônia é incorporada a biomassa, conseqüentemente na forma de nitrogênio orgânico.



De acordo com Metcalf e Eddy (2003), para valores ácidos de pH, a concentração de H^+ aumenta, havendo em níveis de pH abaixo de 7 o predomínio do íon amônio. Para valores básicos de pH, a concentração de H^+ diminui,

promovendo a formação do gás amônia. Como a distribuição da amônia é uma função do pH, a porcentagem de cada espécie pode ser determinada pelo uso da relação apresentada na Eq. 2:

$$\text{NH}_3 (\%) = 100 / (1 + [\text{H}]^+ / K_a) \quad \text{Eq. (8)}$$

em que: $K_a = 5,62 \times 10^{-10}$ (constante de ionização ácida)

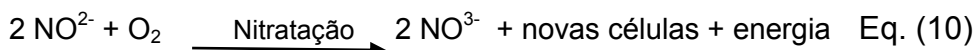
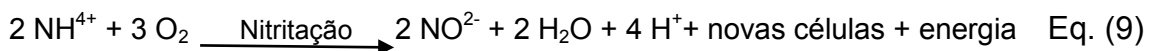
Aplicando-se a Eq. (2), é possível calcular o pH no qual ambas as formas de nitrogênio amoniacal existem na mesma proporção, cujo valor de pH 9,25.

2.2.2 Nitrificação

A remoção de nitrogênio por processos biológicos realiza-se pela ação de microrganismos autotróficos que realizam reações e oxidam o nitrogênio a forma gasosa, que por sua vez é liberada para a atmosfera, processo esse denominado nitrificação (FUJII, 2011).

Segundo Ferreira (2000) o processo nitrificante é realizado pela ação de dois grupos de bactérias, o primeiro grupo, pertencendo predominantemente ao gênero *Nitrosomonas*, responsável pela nitritação e o segundo grupo, pertencendo predominantemente ao gênero *Nitrobacter*, responsável pela nitratação.

As equações (9) e (10) respectivamente demonstram as reações de nitritação e nitratação:



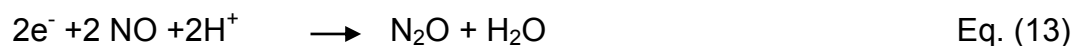
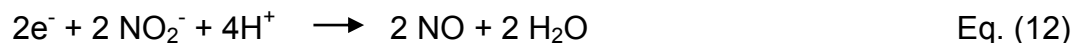
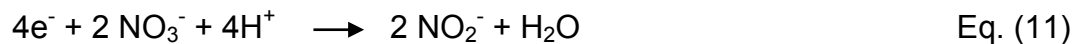
Além das bactérias outros organismos aquáticos, como os protozoários e metazoários, estão intimamente relacionados a condições ambientais específicas, o que possibilita utilizá-los como bioindicadores.

2.2.3 Desnitrificação

Kummer et al. (2011) ressaltam que a desnitrificação caracteriza-se por ser um processo de remoção do nitrogênio através da redução do nitrato a nitrogênio gasoso e é realizada biologicamente em condições anóxicas, onde os microrganismos utilizam uma fonte de carbono como doador de elétrons, sendo utilizado o termo anóxico em virtude da modificação do caminho aeróbio. Do mesmo modo que Henze et al. (2001) também afirma que na desnitrificação microrganismos convertem o nitrato em nitrogênio gasoso, esse processo ocorre em fase anóxica.

A desnitrificação ocorre quando a disponibilidade de oxigênio molecular é baixa, levando as bactérias desnitrificantes a empregarem o nitrato e outras formas de nitrogênio como receptores de elétrons na respiração (TONETTI et al., 2013).

As equações de 11 a 14 expressam a conversão de nitrito (NO_2^-), a nitrato (NO_3^-) e as demais etapas da produção de óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2):



2.2.4 Fatores que interferem nos processos de nitrificação e desnitrificação

Tanto na nitrificação quanto na desnitrificação alguns fatores, tais como: temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido (OD), relação carbono:nitrogênio influenciam e podem interferir na velocidade e eficiência dos processos.

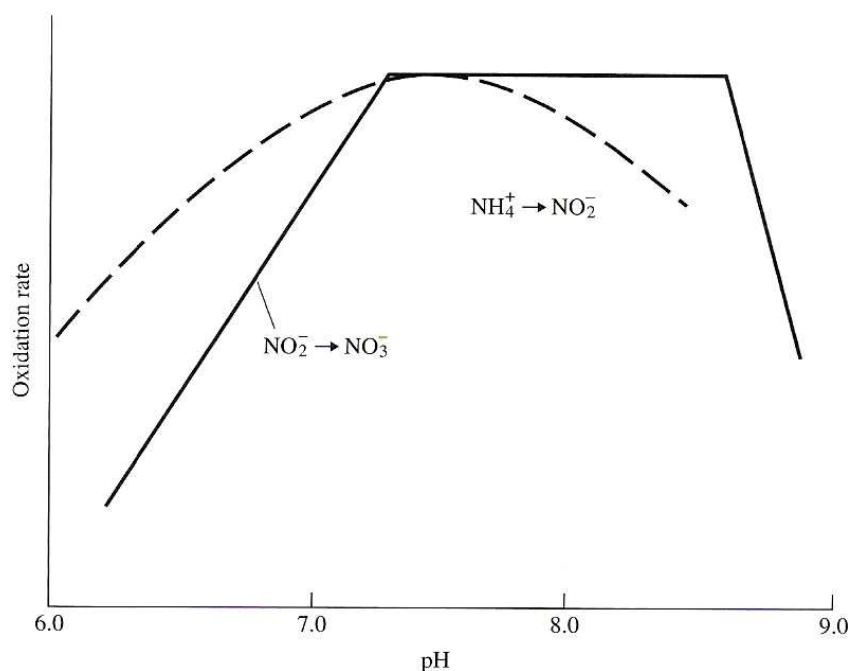
A temperatura representa um dos fatores mais importantes para a nitrificação e desnitrificação, visto que está intimamente ligada a nitrificação sendo

responsável pela velocidade das reações (FERREIRA, 2000). Para que ocorra a nitrificação a temperatura ótima está entre 28 e 36^oC, enquanto que para a desnitrificação, entre 20 a 30^oC (HENZE et al., 2001; FERREIRA, 2000).

Outro fator muito importante nos processos de nitrificação diz respeito ao pH, que influencia diretamente na atividade dos microrganismos e de acordo com Wiesmann et al. (2007), a faixa de pH ótima para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes varia de 7,2 a 8,0; e valores de pH inferiores a 5,5 e superiores a 9,0 diminuem significativamente as taxas de nitrificação. WEF et al. (2005) sugerem um pH ótimo para nitrificação de 6,5 a 8,0. Para desnitrificação, Metcalf e Eddy (2003) afirmam que o pH ótimo varia entre 6,5 e 7,5.

É preciso considerar que se o pH for reduzido a zona ácida a taxa de nitrificação pode cair, sendo que o aconselhável é mantê-lo a faixa de 6,5 a 8,0 (FERREIRA, 2000). O efeito do pH na taxa de nitrificação pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 2 - Efeito do pH na oxidação do nitrogênio amoniacal



Fonte: Eckenfelder W. W. (2000)

Indispensável, e um dos mais importantes parâmetros é a concentração de oxigênio dissolvido, segundo Ferreira (2000), taxas ótimas de nitrificação podem ser obtidas com níveis de OD superiores a 4,0 mg.L⁻¹, desde que exista uma população

de bactérias nitrificantes. Na prática, é geralmente aceito que valores acima de 2,0 mg.L⁻¹ não limitem a nitrificação (WEF et al., 2005).

Nos sistemas desnitrificantes, a manutenção de baixas concentrações de oxigênio dissolvido é importante para que bons níveis de redução de nitrato sejam alcançados, para a desnitrificação é usual e aceitável trabalhar com 0,5 mg.L⁻¹, com máximo de 1,0 mg.L⁻¹ de OD (FERREIRA, 2000).

De acordo com Grady et al. (1999), enquanto o processo de nitrificação consome alcalinidade, a desnitrificação é um processo que gera alcalinidade. Durante a nitrificação deve-se manter a razão de alcalinidade/N-NH₄⁺ superior à estequiometria de 7,14 mg de CaCO₃ por mg de amônio oxidado (LI e IRVIN, 2007). Segundo Metcalf e Eddy (2003), aproximadamente 6,708 g de HCO₃⁻/g N-NH₄⁺ são consumidas durante a oxidação da amônia a nitrato.

Quanto a relação carbono: nitrogênio, segundo WEF et al. (2005), um excessivo aumento da relação C/N, resulta em um aumento da biomassa heterotrófica que captura o nitrogênio que poderia ser nitrificado. Para valores de DBO/NTK superiores a 5, o processo é classificado como de oxidação de carbono e nitrificação e quando o valor desta relação for inferior a 3, ocorre praticamente somente o processo de nitrificação (METCALF e EDDY, 2003). Para desnitrificação Mees et al., (2013) sugerem a relação DQO/nitrato ótima, para que o processo de desnitrificação convencional ocorra, de 6.

Quando se trata de processos biológicos, principalmente a nitrificação que é conduzido por bactérias sensíveis às variações de condições e cargas, a salinidade também é um fator que causa impacto direto na atividade dos microrganismos presentes nas águas residuárias, de modo que possa vir a afetar o processo de nitrificação e a desnitrificação (FONTENOT et al., 2007; FERREIRA, 2000),

Da mesma forma o aumento da condutividade em um efluente pode afetar o desenvolvimento dos microrganismos e exercer efeito negativo no desempenho dos processos de nitrificação e desnitrificação, vindo a reduzir a eficiência de remoção de DBO a fim de resultar em um aumento de sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos totais no efluente tratado (LOMBARDI et al., 2015).

2.3 REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS

Tradicionalmente, os processos biológicos aplicados para remoção de compostos nitrogenados de efluentes, contemplam a nitrificação e a desnitrificação, em reatores distintos. Os reatores em bateladas sequenciais surgem como uma alternativa para integração dos processos nitrificantes e desnitrificantes em um único reator, e capaz de proporcionar variações das condições ambientais necessárias para que ocorra o processo (CYBIS e PICKBRENNER, 2000).

O reator operado em bateladas sequenciais (RBS), é uma variante do processo de lodos ativados convencional, consiste na utilização de um único tanque, que age como reator biológico e decantador, que funciona em ciclos compreendendo as fases de enchimento, reações biológicas, decantação e repouso (LAMEGO e COSTA, 2011). Segundo Cybis e Pinto (1997), os RBS são amplamente utilizados em tratamento de esgotos municipais e/ou industriais devido as suas vantagens em relação aos sistemas contínuos, em especial em casos onde os efluentes variam tanto em vazão quanto em carga orgânica ou ainda onde se pretende remover nutrientes.

A característica fundamental de um RBS é a flexibilidade das etapas em um ciclo de operação pré determinado composto de etapas básicas (enchimento, reação, decantação e repouso), o que permite o estabelecimento de condições de processo que promovam a remoção biológica de nutrientes (OLIVEIRA e SANTANA, 2011).

Essa flexibilidade operacional determina uma grande utilização dos RBS, e com objetivos variados como remoção de sólidos suspensos, remoção de carbono, nitrificação, desnitrificação, remoção de nutrientes entre vários outros usos (CYBIS e PINTO, 1997).

Segundo a U.S. EPA (1999) os RSB são tipicamente usados em vazões até 5 MGD, ou seja, 3785 m³ e apresentam as seguintes vantagens:

- A equalização, a clarificação primária, o tratamento biológico e a clarificação secundária podem ser conseguidos em um único tanque;
- Dependendo do modo de operação podem alcançar uma boa remoção de DBO e nutrientes, de 85 a 95%;

- Processo compacto, indicado para locais onde a disponibilidade de área é limitada;
- Controle e flexibilidade operacional, pois permite a alteração da duração das fases, variações de cargas aplicadas, etc.;
- Redução de custos, eliminando clarificadores e outros equipamentos.

2.3.1 Fatores a serem considerados na operação de RBS

Devem ser efetuados ensaios práticos a fim de encontrar a estratégia de operação do reator em batelada sequencial, de forma a reduzir a concentração de material carbonáceo e nutrientes de águas residuárias até limites desejáveis para descarte (MOREIRA et al., 2002). Dentre os principais fatores a serem considerados, tem-se: a concentração de biomassa (SSV), procedimento de partida do reator (*start up*), tempo de ciclo, tempo de detenção hidráulico e celular, entre outros.

- Partida do reator (*Start up*) e concentração de biomassa (SSV)

Com o intuito de reduzir o tempo de partida e a fase de adaptação dos microrganismos, alguns pesquisadores utilizam um inóculo. Mees et al., (2013) em experimento utilizou efluente avícola e inoculou um reator RBS com concentração de 2000 mg.L⁻¹ sólidos voláteis em suspensão (SSV) de biomassa ativa de outro RBS. Betto et al. (2013), utilizou RBS para avaliar o tratamento biológico de efluente de indústria de vegetais congelados, empregou inóculo de lodo de uma estação de tratamento de efluentes de indústria de vegetais congelados com concentração de SSV variando de 2000 a 4000 mg.L⁻¹.

Mao et al. (2006), avaliaram o tratamento de substrato sintético, simulando esgoto doméstico, em RBS, empregando como inóculo lodo proveniente de um tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos domésticos na concentração de 4g de matéria seca por litro. Quin e Liu (2006), avaliando o mesmo tipo de efluente, utilizaram inicialmente 650mL de inóculo de lodo de esgoto doméstico fresco, correspondendo a aproximadamente 26% do volume total. Ainda avaliando efluente sintético em RBS, Chiu et al. (2007), utilizaram efluente sintético inicialmente inóculo de uma lagoa aeróbia utilizada para tratar efluentes de suínos.

Kargi e Uygur (2004), utilizaram como inóculo uma mistura de organismos heterotróficos capazes de efetuar a oxidação de compostos carbonáceos e a desnitrificação; organismos autotróficos nitrificantes, organismos anaeróbios e organismos capazes de consumir fósforo. Na composição da mistura cultivada em laboratório estavam presentes, *Acinobacter sp.*, *Nitrossomonas*, *Nitrobacter*, *Acinetobacter calcoaceticus*. A concentração de inóculo variou de 1,1 a 1,5 g. L⁻¹ e após a partida do reator, no final de cada ciclo de 11 horas, foi mantido volume do lodo de aproximadamente 20%, para a próxima batelada.

- Tempo de ciclo, tempo de detenção hidráulico e celular

As principais condições de projeto são a fração de conteúdo removido do tanque (reator) durante a decantação (lodo); e os tempos de sedimentação, decantação e aeração, sendo que a porcentagem do tempo de cada período, em relação à duração do ciclo total, pode ser enchimento = 25%, reação = 35%, sedimentação = 20%, decantação = 15% e repouso = 5% (METCALF e EDDY, 2003).

Moreira et al., (2002), trabalhando com volume final de 4 L de efluente avícola, mantiveram volumes de lodo no reator de 12,5 e 50% após sedimentação, com um período de enchimento de 4 horas, de reação aerada de 7,25 horas e de sedimentação de 1 hora.

Quin e Lin (2006), avaliaram efluente sintético em volume final de 2,5 L, com ciclo de 6 horas, sendo: o enchimento de 5 minutos, a reação aeróbia de 230 minutos e anaeróbia de 119 minutos; a sedimentação de 2 minutos e a descarga de 4 minutos, mantendo o volume de lodo de 50% após descarga.

Estudos de Dos Santos et al., (2006), testando diferentes idades do lodo (5, 10, 20 e 30 dias) mostraram a influência deste parâmetro sobre o tempo de oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável, através da avaliação da taxa de consumo de oxigênio (TCO). Os autores observaram que com a redução do tempo de residência celular, de 20 e 30 dias para 5 a 10 dias, houve um aumento no tempo necessário para oxidação dos componentes orgânicos de fácil degradação e uma redução na taxa de TCO.

O Tempo de ciclo em um reator em bateladas sequenciais não é o mesmo que tempo de detenção hidráulico (ARTAN e ORHON, 2006). O tempo de ciclo

corresponde ao tempo total realizado por cada batelada, ou seja, o período de enchimento do reator, a fase de reação, sedimentação e descarte.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) pode ser calculado a partir do tempo de ciclo (TC) utilizando a fórmula apresentada por Artan; Orhon (2006):

$$TDH = (1 + V_0/VF).TC$$

Sendo: V_0 : volume de biomassa mantida no reator;

V_f : volume de enchimento;

T_C : tempo de ciclo correspondente à fase experimental (hora).

Além da determinação do tempo de ciclo e do tempo de detenção hidráulico (TDH) é necessária a verificação do tempo de detenção celular, também conhecido como idade do lodo ou tempo de detenção de sólidos (TDS). Pois este deve ser suficiente para permitir o desenvolvimento e a permanência dos microrganismos nitrificantes, já que estes apresentam uma baixa taxa de crescimento.

A idade do lodo ou tempo de detenção de sólidos (TDS) pode ser calculado é definido pela massa de lodo do reator, dividida pela utilizando a fórmula de acordo com Artan; Orhon (2006):

$$\theta_x = V_t/V_w.TC$$

Sendo: V_t : volume total do reator;

V_w : volume de biomassa descartado em cada batelada;

T_C : tempo de ciclo correspondente à fase experimental (hora).

2.3.2 Reatores em bateladas sequenciais aplicados para remoção de nutrientes

Reatores em bateladas sequenciais apresentam diversas finalidades operacionais nele são empregados como tecnologia de tratamento biológico para efluentes industriais, permitindo a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo além de apresentar um custo menor quando comparado com o sistema convencional de lodos ativados (CYBIS e PINTO,1997).

Vários estudos têm demonstrado, especialmente nas últimas décadas, a aplicação dos reatores em bateladas sequenciais (RBS) para remoção de nutrientes em efluentes provenientes do abate de peixes, abate e industrialização de aves e suinocultura.

Li et al. (2008), ao avaliar a operação de um RBS, com ciclos de 8 horas, aplicado para remoção de matéria orgânica e nutrientes de efluentes de abatedouros, obtiveram eficiências médias de 96%, tanto para remoção de matéria orgânica (DQO) quanto para a remoção de nitrogênio total (NT). Resultados similares foram obtidos por Ra et al. (2000), aplicando RBS para remoção de nutrientes e matéria orgânica em águas residuárias de suinocultura, obtiveram remoções superiores a 95% .

Em estudo avaliando a influência da aeração e do tempo de reação, no processo de nitrificação de efluente de abatedouro de peixe (tilápia), usando reator em batelada sequencial com biomassa imobilizada, Zenatti et al. (2009) obtiveram eficiência máxima de remoção de nitrogênio amoniacal de $81,90 \pm 3,80\%$, quando o reator foi operado com Q_{Ar} de $6L \text{ min}^{-1}$ para um volume de 2,5 L de efluente e TC de 12 h na fase aeróbia (nitrificação).

Enquanto que Andrade et al. (2010) aplicando uma vazão de ar de $2L \text{ min}^{-1}$, obtiveram eficiência de 86% na conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, dessa forma o RBS se mostrou eficiente para nitrificação a partir de efluente de abatedouro de peixes com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 70 mg.L^{-1} .

Dallago et al. (2012), avaliando o desempenho do sistema RBS aplicado para remoção de nutrientes em efluente de abatedouro e frigorífico de aves, sob diferentes TCs (12, 16 e 20 h) e concentrações iniciais de $N-NH_4^+$ ($80, 100$ e 120 mg.L^{-1}), observaram um efeito positivo da variável TC na remoção de nitrogênio amoniacal, na etapa de nitrificação. Como resultado obtiveram valores médios de

remoção de N-NH_4^+ para o TC de 12 h, em qualquer concentração inicial de N-NH_4^+ testada, de aproximadamente, 50%. Remoções maiores de N-NH_4^+ , em média 87 e 92%, foram obtidas com os TCs aplicados, entre 16 e 20 h, nas concentrações iniciais de N-NH_4^+ entre 80 e 100 mg.L^{-1} , respectivamente.

Mees et al., (2013) em experimento com RBS e efluente avícola avaliaram os TCs de 8, 12 e 16 horas na remoção de nitrogênio amoniacal e constataram um efeito positivo na remoção de nitrogênio quando aplicado um TC mais longo. De modo que o TC de 16 horas obteve remoção acima de 95%.

Lopes et al., (2015), avaliando a influência da vazão de ar (0,25; 0,50 e 0,75 $\text{L.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$) e do tempo de ciclo (10h45; 14h25 e 17h35) no desempenho de um (RBS) em promover a nitrificação e a desnitrificação de efluente de abatedouro de aves, obtiveram uma remoção de nitrogênio total de 93,3%.

Contudo, Mees et al., (2014) utilizando efluente de indústria e frigorífico de aves utilizaram RBS para avaliar o desempenho da nitrificação e eficiência da remoção biológica de nitrogênio amoniacal para os TCs de 12,13,16,19 e 20 horas alcançaram os valores de 85,84%, 88,70%, 93,60%, 94,20% e 94,8% respectivamente na remoção de nitrogênio amoniacal.

2.3.3 Microfauna presente em reatores biológicos

No tratamento biológico ressalta-se a importância da microfauna para perfeita operação do sistema de tratamento. É através da utilização de substratos pela micro e macrofauna associada que ocorre a depuração (BENTO et al., 2000). A variação dos microrganismos presentes nos efluentes e esgotos é enorme, mas destaca-se a presença de bactérias, protozoários, algas, fungos e vermes.

A visualização microscópica da microfauna pode ser utilizada como alternativa de indicador biológico da eficiência do sistema de tratamento de acordo com a presença ou ausência de determinados microrganismos, uma vez que a microfauna é facilmente visualizada com o auxílio de microscópio óptico, ao contrário das análises físico-químicas que requerem um tempo muito maior.

De acordo com Cybis e Pinto (1997), o potencial da microfauna como indicador do desempenho e eficiência do tratamento biológico no sistema de tratamento de esgoto é bem conhecido e a partir de visualizações da microfauna pode-se diagnosticar as condições do tratamento em questão, tendo em vista uma melhor qualidade do efluente que será lançado nos corpos receptores, utilizando assim a observação da microfauna como um parâmetro adicional de controle nos sistemas de tratamento de efluentes.

Pickbrenner (2002) ressalta que as bactérias constituem o número de microrganismos mais numerosos e mais importantes na estabilização da matéria orgânica. Segundo Medeiros (2005) em lodos ativados os microrganismos mais comuns encontrados são os protozoários (flagelados, amebas, ciliados) e os metazoários (rotíferos, nematódeos, anelídeos e tardígrados). A Tabela 1 indica os microrganismos encontrados em lodos ativados e as características do processo a eles associados.

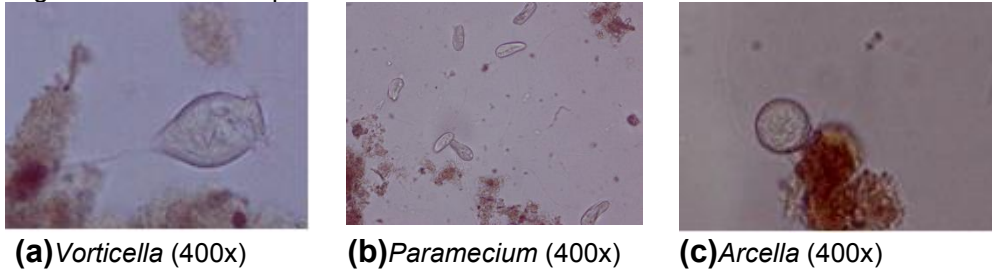
Tabela 1 – Microrganismos indicadores das condições de depuração em lodos ativados.

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelados e rizópodes	Lodo jovem início de operação
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica
Predominância de ciliados pedunculados e livres	Boas condições de depuração
Presença de <i>Arcella</i>	Boa depuração
Presença de <i>Aspidisca costata</i>	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i>	Idade do lodo alta
Presença de <i>Vorticella microstoma</i>	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo

Fonte: Adaptado Vazollér et al. (1989).

A Figura 3 ilustra diferentes tipos de microrganismos que podem estar presentes no lodo de reatores operados em bateladas sequenciais aplicados no tratamento de efluentes agroindustriais (FRITSCH et al.,2013).

Figura 3 - Microfauna presente em lodo de RBS



Fonte: Fritsch et al. (2013).

Os flocos biológicos constituem um micro sistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto, os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada (BENTO et al., 2005).

Ainda segundo Bento et al. (2005), no Brasil a maioria dos sistemas de tratamento de esgotos ou efluentes é monitorada e controlada pelas análises físico-químicas, e a observação microscópica ainda é um instrumento raro, geralmente realizada em curtos períodos de tempo e seus resultados são, na grande maioria, subutilizados.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator biológico operado em bateladas sequenciais, aplicado no pós-tratamento anaeróbio de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos, para remoção de nitrogênio, além de caracterizar a microfauna presente no lodo do reator e correlacioná-la com a eficiência do processo de nitrificação.

3.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

- Avaliar a remoção biológica de nitrogênio amoniacal presente no efluente, pré-tratado anaerobicamente, de um abatedouro e frigorífico de suínos;
- Avaliar a influência do tempo de ciclo (TC) no processo de nitrificação e remoção de matéria orgânica;
- Correlacionar à biota presente no lodo, do RBS, com a eficiência do reator durante o processo de nitrificação;
- Avaliar a capacidade de nitrificação de reator em batelada sequencial para o pós-tratamento de efluente anaeróbio.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

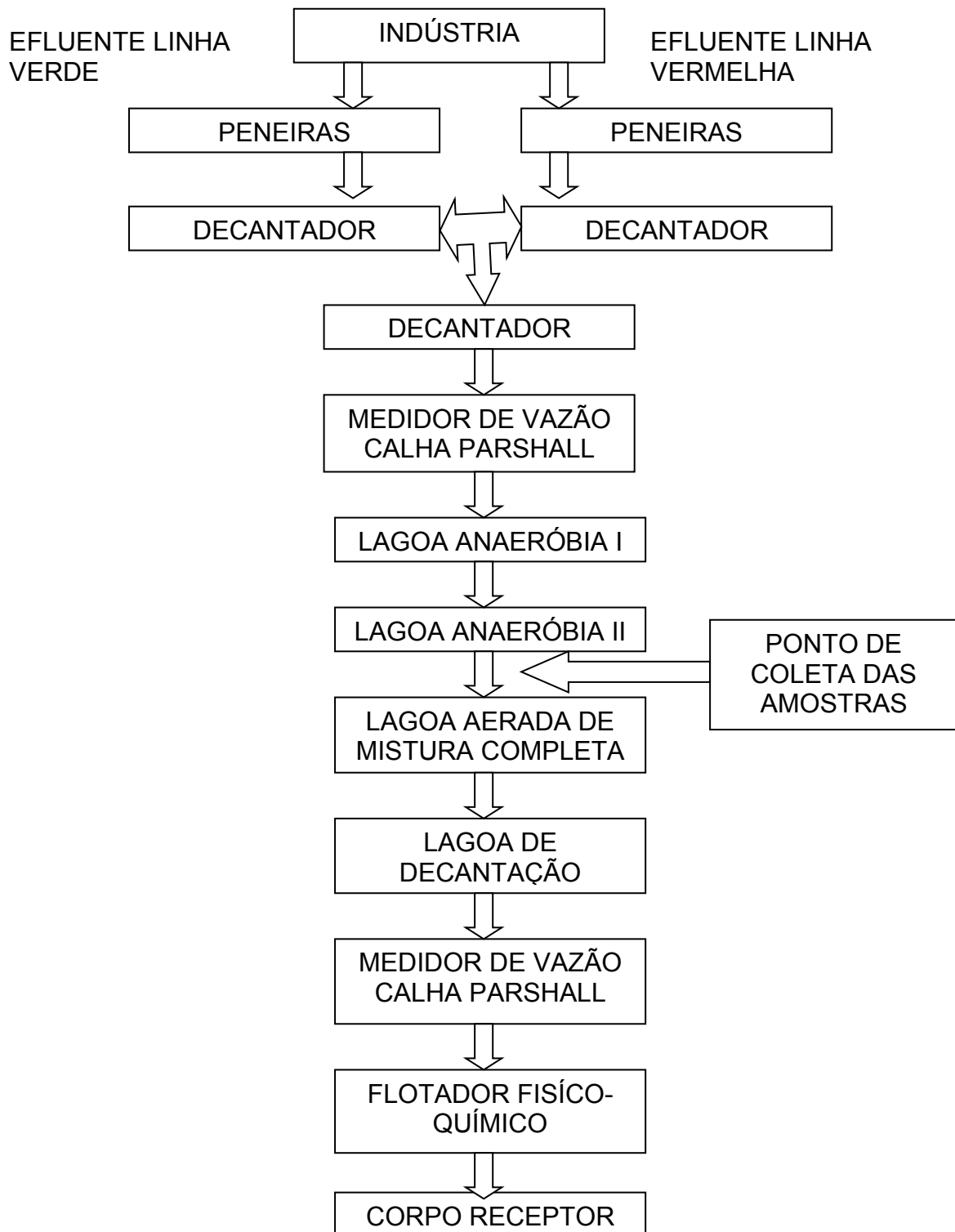
4.1 ÁGUA RESIDUÁRIA

O efluente utilizado é proveniente de um abatedouro e frigorífico de suínos, localizado na região oeste do estado do Paraná à latitude sul 25°17'40" e longitude oeste 54°05'30". A unidade produtiva recebe diariamente cerca de 6.000 suínos com um consumo médio de água de 700 L por animal abatido, gerando aproximadamente 4200m³/dia de efluente.

O efluente líquido gerado é segregado em duas linhas de tratamento (verde e vermelha), ambas encaminhadas para o tratamento preliminar e primário composto por peneiras estáticas e decantadores. Na sequência, as linhas se unem seguindo para o tratamento secundário composto por lagoas de estabilização em série, sendo as duas primeiras, lagoas anaeróbias, seguidas por uma lagoa aerada de mistura completa e uma lagoa de decantação. Após essa etapa, o efluente ainda é submetido a um tratamento adicional em flotor com tratamento físico-químico (coagulação/floculação), para remoção de carga orgânica remanescente e reuso externo à indústria.

O fluxograma das etapas de tratamento do efluente bem como o local de coleta do efluente utilizado podem ser visualizados na Figura 4.

Figura 4–Fluxograma do sistema de tratamento da indústria



Fonte: Autoria própria 2016.

As amostras do efluente foram coletadas após a segunda lagoa anaeróbia, de acordo com as recomendações da ABNT (NBR 9898/1987) e, armazenadas em

freezer no laboratório de Biotecnologia e Saneamento Ambiental da UTFPR, a cerca de 5°C negativos para preservação até o momento de sua utilização no reator.

4.2 OPERAÇÃO DO REATOR (RBS)

O trabalho experimental foi desenvolvido em escala de bancada no laboratório de Biotecnologia e Saneamento Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, câmpus Medianeira.

O reator operado em bateladas sequenciais (RBS) foi confeccionado em polietileno, de formato cilíndrico, volume total de 7L e volume útil ou de trabalho de 4L. Como inóculo era mantido 1L de biomassa retida no reator em cada batelada, após a etapa de sedimentação e descarte de cada ciclo.

4.3 INÓCULO

O inóculo foi proveniente de uma lagoa aerada de mistura completa de efluente proveniente de abate e industrialização de suínos, adicionando-se 2,0 L de inóculo, com concentração inicial de sólidos suspensos voláteis (SSV) de 1.085 mg.L⁻¹. Posteriormente o reator foi submetido a aeração constante fixada em 3,0 L.min⁻¹, por um período de 4 semanas, monitorando-se o pH e a concentração de nitrogênio amoniacal e trocas semanais do efluente.

Na sequência deu-se inicio ao período de aclimação e adaptação para o desenvolvimento da biomassa nitrificante. Por 90 dias, o reator foi mantido a temperatura ambiente com ciclos operacionais compostos pelas fases de enchimento (alimentação), reação aeróbia, sedimentação e descarte. Neste período manteve-se como inóculo um volume de 25% (1L) de lodo retido no reator, após a etapa de descarte

A aeração foi fornecida por uma bomba de ar (Big-Air, A-320) com vazão de 3 L.min⁻¹, para um volume de efluente de 4L, que corresponde a uma vazão de ar de 0,75 L.min⁻¹ por litro de efluente. O reator foi operado de acordo com as seguintes fases: enchimento (alimentação); reação e sedimentação/descarte, durante tempos

de ciclo (TC) de 48 horas, 24 horas, 16 horas, 12 horas e 8 horas na etapa de nitrificação de acordo com os dados apresentados na tabela 2.

Tabela 2 – Tempos de ciclo (TC) avaliados divididos nas fases operacionais de funcionamento do reator (RBS)

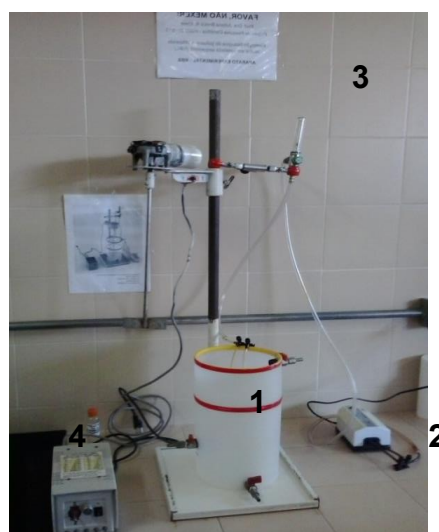
Fases operacionais	Tempos de ciclos (TC) em estudo				
	48 horas	24 horas	16 horas	12 horas	8 horas
Alimentação	Instantânea	Instantânea	Instantânea	Instantânea	Instantânea
Fase aeróbia	47,4 h	23,4 h	15,4 h	11,4 h	7,4h
Sedimentação	0,5 h	0,5 h	0,5 h	0,5 h	0,5 h
Descarte	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h

Fonte: Autoria própria 2016.

De acordo com a Tabela 2 o reator teve como fase de alimentação o enchimento estático que é caracterizado pela ausência de agitação e aeração, onde efluente é adicionado instantaneamente à biomassa que já esta presente no reator. Na fase de reação foi avaliada a etapa aeróbia (nitrificação) com fornecimento de ar efetuado com auxílio de pedras porosas ligadas a bomba de ar, acoplada a um fluxômetro para controle da vazão de entrada de ar.

E por fim a fase de sedimentação e descarga (descarte) onde a aeração e/ou mistura foram desligadas, decantando o efluente tratado, por um período de 0,5 horas, na sequência a etapa de descarga com duração de 0,1 horas. Na Figura 5 é apresentado o esquema geral do reator em bateladas sequenciais.

Figura 5–Esquema do reator em bateladas sequenciais. (1) reator RBS; (2) sistema de aeração; (3) fluxômetro; (4) sistema de agitação



.Fonte: Autoria própria 2016.

4.4 MONITORAMENTO E MÉTODOS ANALÍTICOS

Na fase de nitrificação o monitoramento foi efetuado com objetivo de verificar a eficiência da remoção do N-amoniaco e demanda química de oxigênio (DQO), durante 20 ciclos para cada tempo de ciclo avaliado, testando os TCs de 48 horas, 24 horas, 16 horas, 12 horas e 8 horas, respectivamente.

As amostras foram coletadas no início e término de cada ciclo (etapa aeróbia) que compõe a fase de reação, após a fase de sedimentação, por sifonação. Além do N-amoniaco a cada início e término de batelada foi analisado nitrato, nitrito e monitorado o pH, a concentração de oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a alcalinidade, a salinidade, a temperatura e a concentração de sólidos dissolvidos totais.

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento e respectivas metodologias adotadas

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento e respectivas metodologias adotadas

PARÂMETRO	UNIDADES	MÉTODO (APHA et al., 2012)
Nitrogênio amoniaco	mg.L ⁻¹	4500-NH ₃ F –Colorimétrico
Nitrito	mg.L ⁻¹	Kit HACH – Colorimétrico
Nitrato	mg.L ⁻¹	Kit HACH –Colorimétrico
Demanda Química de Oxigênio	mg.L ⁻¹	5220 D –Colorimétrico
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	2540 E – Gravimétrico
pH	-	
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	Sonda multiparâmetros
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	Hanna Instruments
Salinidade	PSU	
Temperatura	°C	

Fonte: Autoria própria 2016.

4.5 OBSERVAÇÃO DA MICROFAUNA

Realizou-se a observação da microfauna através de análises qualitativas a fim de verificar a presença e/ou ausência de microrganismos para cada tempo de ciclo, e assim obter um parâmetro adicional de controle do sistema de tratamento do RBS e de sua eficiência, no intuito de obterem-se respostas mais rápidas pela

visualização microscópica do que o tempo necessário para resultados de análises físico-químicas convencionais. As análises quantitativas não puderam ser realizadas, devido a falta de lâminas adequadas que permitissem a contagem dos microrganismos.

Para observação qualitativa da microfauna utilizou-se um microscópio Olympus BX51, lâminas, lamínulas e conta-gotas. As amostras foram coletadas do lodo, após a decantação e o descarte do efluente em cada ciclo com o auxílio de uma pipeta, alocadas em lâminas com lamínulas e visualizadas em microscópio, imediatamente, com aumentos de 100 e 400 vezes.

Em todos os TCs foram retiradas 5 amostras de lodo do reator, em bateladas aleatórias de cada TC proposto para a nitrificação, ou seja, 48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas. Para a identificação dos microrganismos utilizou-se a chave dicotômica (PATTERSON,1992) e o livro Zoologia dos Invertebrados (RUPPERT,1996). A microfauna foi caracterizada de acordo com seu grupo funcional: protozoários: ciliados (fixos, rastejantes e livres) e flagelados; metazoários: rotíferos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE AGROINDUSTRIAL

Na Tabela 4 são apresentados os valores médios da caracterização físico-química do efluente de abatedouro e frigorífico de suínos, pré-tratado anaerobiamente, utilizado nos 5 tempos de ciclos utilizados no reator (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs).

Tabela 4 - Caracterização físico-química do efluente, pré-tratado anaerobiamente, de abatedouro e frigorífico de suínos

Parâmetros (unidade)	TC 48h	TC 24h	TC 16h	TC 12	TC 8h
	Conc média ± desvio padrão	Conc média ± desvio padrão	Conc média ± desvio padrão	Conc média ± desvio padrão	Conc média ± desvio padrão
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	353,41 ± 33,58	302,54 ± 65,58	270,03 ± 47,51	321,39 ± 25,12	316,18 ± 18,58
DQO(mg.L ⁻¹)	335,65 ± 17,21	349,97 ± 17,21	249,19 ± 23,97	314,66 ± 17,04	328,57 ± 30,84
Nitrito (mg.L ⁻¹)	10,0 ± 4,24	14,0 ± 1,41	26,0 ± 7,07	26,5 ± 0,70	25,0 ± 2,82
Nitrato (mg.L ⁻¹)	19,25 ± 6,55	17,5 ± 0,70	14,0 ± 4,24	19,5 ± 7,78	18,5 ± 7,77
Temperatura (°C)	21,14 ± 2,07	20,47 ± 3,15	22,26 ± 1,33	24,97 ± 1,02	28,56 ± 0,52
pH	7,5	7,3	7,2	7,4	7,06
TDS(mg.L ⁻¹)	1789 ± 252,74	1878 ± 92,72	2407 ± 94,29	2306 ± 88,94	2323 ± 7,74
OD(mg.L ⁻¹)	0,30 ± 0,04	0,35 ± 0,04	0,35 ± 0,04	2,58 ± 0,10	0,40 ± 0,18
Salinidade(%)	2,02 ± 0,28	1,98 ± 0,09	2,58 ± 0,10	2,46 ± 0,10	2,46 ± 0,06
CE (mS.cm ⁻¹)	3817 ± 503,42	3754 ± 184,88	4814 ± 187,25	4573 ± 190,24	4641 ± 16,98

Médias aritméticas de cinco repetições ± desvio padrão.

Fonte: Autoria própria 2016.

Com base nos dados da Tabela 4 pode se observar que a concentração média do nitrogênio amoniacal no efluente variou de 270,03 mg.L⁻¹ a 353,41mg.L⁻¹, o que já se esperava, devido o fato de ser coletado na saída da segunda lagoa anaeróbia e assim não ter sofrido processo de nitrificação e já haver sofrido a primeira etapa de conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal (amonificação).

As concentrações de nitrito e nitrato foram consideradas baixas, quando comparadas com a concentração de nitrogênio amoniacal. A presença desses nutrientes, especialmente do nitrato, possivelmente se deve à utilização deste como conservante em produtos industrializados cárneos.

5.2 AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO E DA MICROFAUNA NOS TCS DE 48, 24, 16, 12 E 8 HORAS

Durante o experimento com o TC de 48 horas o reator em bateladas sequenciais obteve remoção de nitrogênio amoniacal com efluente agroindustrial de abatedouro e frigorífico de suínos, apresentando uma eficiência média de 63,6% ($\pm 0,09$) na conversão de nitrogênio amoniacal de acordo com a tabela 5.

Tabela 5 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO, durante os 20 ciclos com TC de 48 horas.

Ciclos/ ensaios	TC (horas)	Relação (DQO/N- NH ₄ ⁺)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoção DQO (%)
1	48	0,82	57,9	47,8
2	48	0,67	58,6	36,9
3	48	0,88	52,6	44,7
4	48	0,79	57,6	37,8
5	48	0,73	62,9	40,6
6	48	0,49	54,9	42,8
7	48	0,53	60,8	23,4
8	48	0,78	63,1	34,0
9	48	0,45	45,1	25,1
10	48	1,14	58,4	12,3
11	48	0,65	59,9	21,8
12	48	0,77	59,0	36,0
13	48	0,81	68,7	*
14	48	0,67	74,2	19,2
15	48	0,73	76,4	*
16	48	0,81	77,8	35,6
17	48	0,67	74,5	46,4
18	48	0,97	70,4	32,4
19	48	1,27	72,3	41,2
20	48	0,75	67,4	53,7

* ensaios onde não houve remoção de DQO

Fonte: Autoria própria 2016.

As observações microscópicas da microfauna foram realizadas com cinco repetições a cada ciclo e demonstraram condições muito variadas de microrganismos nos diferentes tempos analisados, havendo ciclos com maior ou

menor eficiência na remoção de DQO e de nitrificação no decorrer do experimento. Na Tabela 10 encontram-se os resultados das análises qualitativas realizadas.

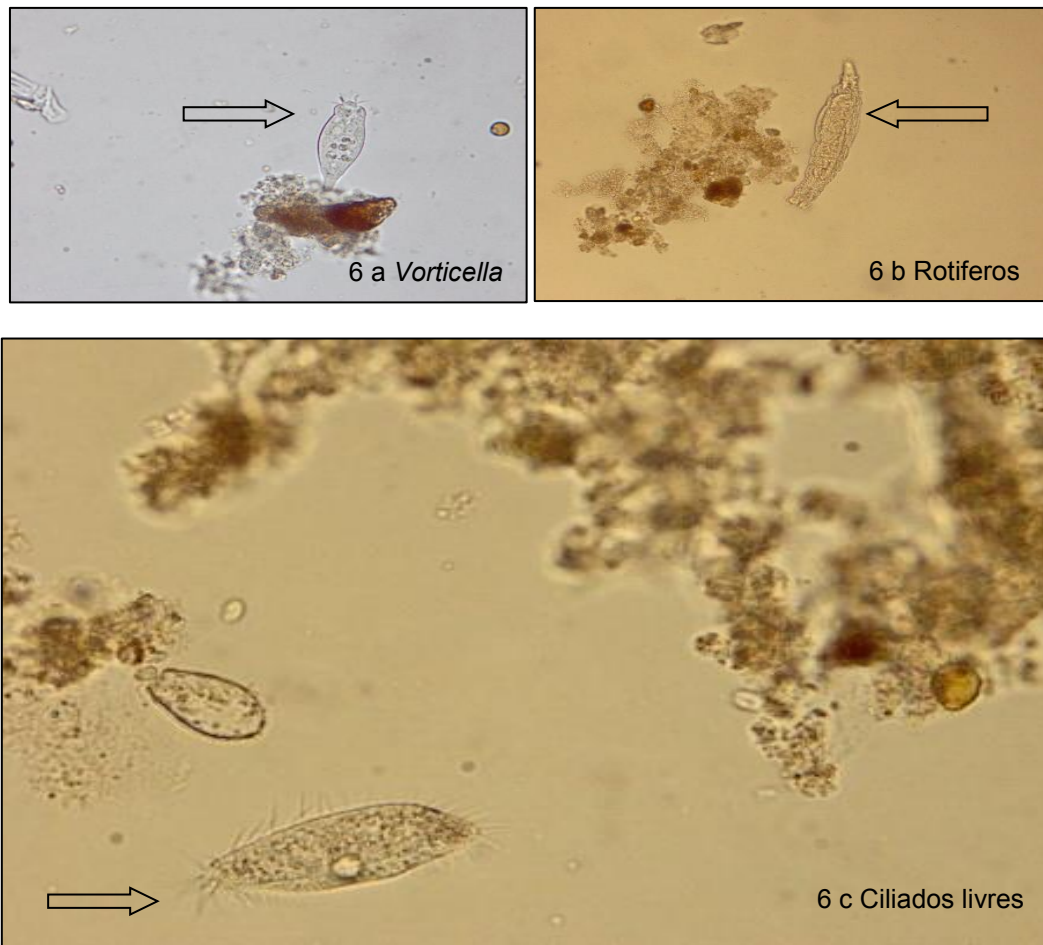
Tabela 10 – Microrganismos visualizados nos tempos de ciclo de 48, 24, 16, 12 e 8 horas no reator em bateladas sequenciais.

GRANDES GRUPOS	GÊNEROS e ESPÉCIES FREQUENTES
Protozoários	<i>Euplotes patella</i> , <i>Aspidisca sp.</i> , <i>Colpidium sp.</i> , <i>Stylonychia sp.</i> , <i>Trachelophyllum sp.</i> , <i>Chilodonella sp.</i>
	<i>Vorticella sp.</i> , <i>Opercularia sp.</i> , <i>Epistylis sp.</i>
	<i>Peranema sp.</i> (não relacionado ao mal tratamento)
	<i>Arcella vulgaris</i> , <i>Diffugia sp.</i> , <i>Euglypha sp.</i>
Rotíferos	<i>Epiphanes sp.</i> , <i>Philodina sp.</i> , <i>Rotaria sp.</i>

Fonte: Autoria própria 2016.

Foram considerados como grupos predominantes os ciliados livres nadantes, ciliados sésseis e rotíferos. Entre os gêneros mais observados e que foram encontrados nos cinco tempos do tratamento em maior ou menor concentração, foram ciliados pedunculados como *Vorticella* (Figura 6a) *Epistylis* e *Opercularia*; *Rotifera* (Figura 6b) e ciliados livres (Figura 6c), todos com aumento de 400x.

Figura 6 – Microrganismos encontrados no RBS (aumento 400x)



Fonte: Autoria própria 2016.

O gênero *Vorticella* indica presença de bactérias que fazem a remoção da matéria orgânica, pois são o alimento desse gênero e por isso auxiliam na clarificação do efluente. Além disso, como *Vorticella* é sensível à falta de oxigênio e a compostos tóxicos, seu aparecimento está relacionado a condições estáveis no sistema de tratamento e indica que a nitrificação está ocorrendo (ALMEIDA, 2003).

Os flagelados (figura 7b) são encontrados em efluentes de elevado teor de nutrientes no início do processo de tratamento, onde competem com as bactérias livres pelos substratos orgânicos contidos na água. A dominância deste grupo é associada a carga orgânica demasiadamente elevada, deficiente aeração, entrada de substâncias em fermentação e podem ser os únicos presentes em sistemas fortemente carregados, o que indica mau desempenho biológico do lodo (ABREU, 2004).

A avaliação quantitativa não foi possível, devido a falta da Lâmina adequada, e para a avaliação qualitativa utilizou-se assim como Hoffmann (2004) um protocolo de classificação relacionado ao aparecimento dos microrganismos a uma escala de graus de 0-3 conforme a tabela 11 abaixo.

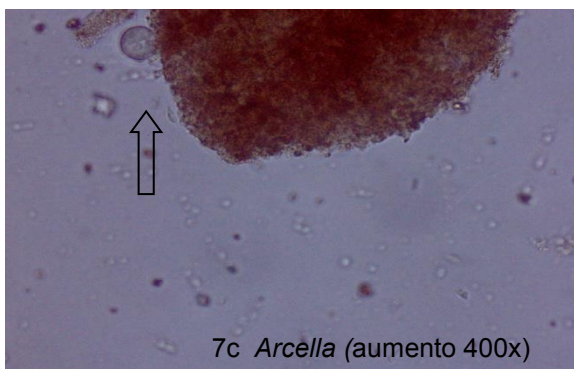
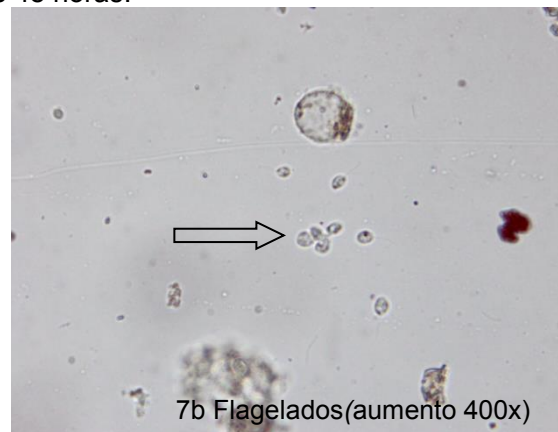
Tabela 11 – Classificação de protozoários e metazoários

APARECIMENTO DOS MICROSGANISMOS NA AMOSTRA	AVALIAÇÃO DO GRAU
1-5	1
5-10	2
>10	3

Fonte: Autoria própria 2016.

Durante o ciclo de 48 horas, observou-se a presença de várias espécies de rotífera e protozoários em grandes quantidades, (grau 3) o que indica nitidamente o início do processo de nitrificação. Os protozoários que estiveram mais presentes nas amostras foram *Vorticella* (figura 7a) e *Arcella* (figura 7c e 7d) que indicam condições estáveis.

Figura 7 – Microrganismos encontrados no TC de 48 horas.



Fonte: Autoria própria 2016.

Quando há equilíbrio entre as populações de ciliados livres, ciliados fixos e rotíferos no sistema de lodo ativado, é indicativo de bom desempenho do sistema de tratamento. Nas amostras analisadas foram verificados poucos flagelados, (figura 7b) o que demonstra que o processo teve boa eficiência.

No TC de 24 horas o reator em bateladas sequenciais também removeu o nitrogênio amoniacal com efluente agroindustrial de abatedouro e frigorífico de suínos e apresentou uma eficiência média de 55,4% ($\pm 0,05$), como mostra a Tabela 6.

Tabela 6 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO, durante os 20 ciclos com TC de 24 horas.

Ciclos/ ensaios	TC (horas)	Relação (DQO/N- NH ₄ ⁺)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoção DQO (%)
1	24	0,58	50,2	12,5
2	24	0,59	61,0	12,0
3	24	0,42	52,7	*
4	24	0,44	57,4	*
5	24	0,93	55,2	14,7
6	24	0,49	62,2	21,6
7	24	0,49	52,4	*
8	24	0,70	48,0	5,6
9	24	0,44	54,8	31,9
10	24	0,45	49,5	15,1
11	24	0,46	58,4	20,5
12	24	0,42	61,0	23,8
13	24	0,50	48,2	33,1
14	24	0,60	53,4	50,9
15	24	0,46	60,5	44,5
16	24	0,70	58,6	33,6
17	24	0,52	51,1	14,0
18	24	0,54	61,6	42,6
19	24	0,60	54,5	26,9
20	24	0,53	58,1	9,1

* ensaios onde não houve remoção de DQO

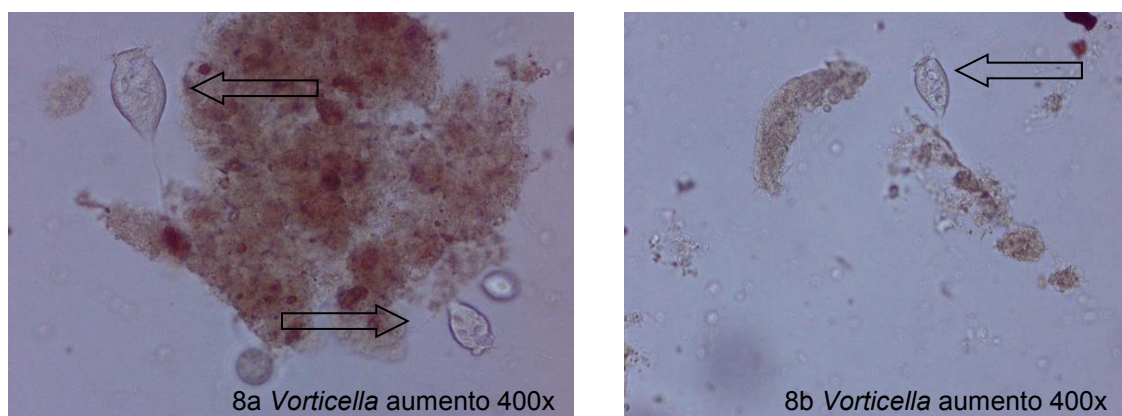
Fonte: Autoria própria 2016.

No TC de 24 horas houve uma adequação da microfauna às novas condições, com declínio da população de flagelados e aumento considerável de ciliados pedunculados e livre nadantes (grau 2), indicando a nitrificação, e boas condições de depuração (FIGUEIREDO *et al.*, 1997).

Dos ciliados pedunculados, destaca-se o gênero *Epistylis sp.* (Figura 8a e 8b), por constituir um importante indício de boas condições de tratamento,

principalmente em relação à oxigenação no meio. As colônias de *Epistylis sp.* (figura 9b) são indicadoras de cargas orgânicas elevadas, aeração suficiente e ainda demonstram um sistema eficiente quanto à depuração do material carbonáceo (CETESB, 1997).

Figura 8 – Microrganismos encontrados no TC de 24 horas



Fonte: Autoria própria 2016

Na Tabela 7 são apresentados os valores de remoção de nitrogênio amoniacal e DQO para o TC de 16 horas. E explica uma remoção média de 59,6% ($\pm 10,65$) para o nitrogênio amoniacal.

Tabela 7 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO alcançados, durante os 20 ciclos com TC de 16 horas.

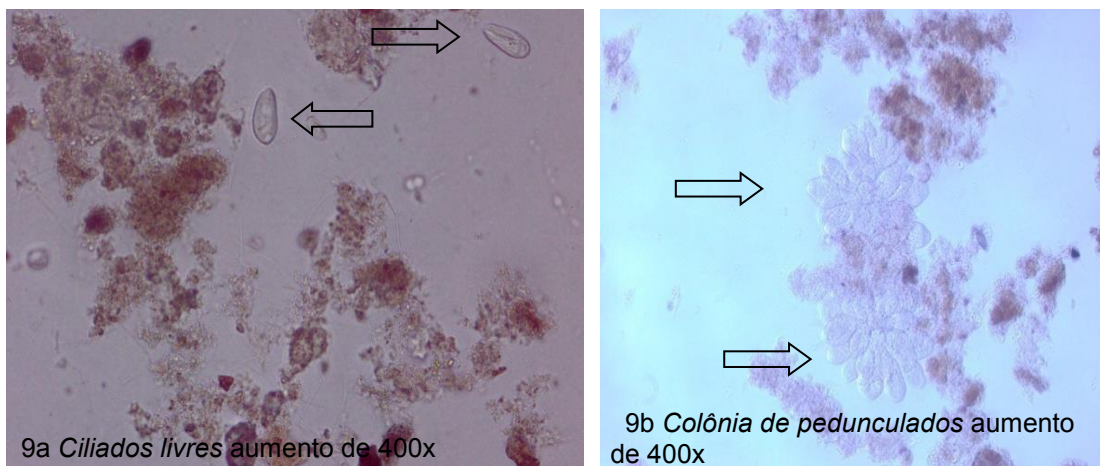
Ciclos/ nsaios	TC (horas)	Relação (DQO/N- NH ₄ ⁺)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoção DQO (%)
1	16	0,63	53,2	39,1
2	16	0,79	51,4	46,0
3	16	0,95	54,6	49,7
4	16	0,95	57,3	65,9
5	16	0,85	56,0	42,5
6	16	1,07	58,4	74,3
7	16	1,27	64,1	64,5
8	16	1,39	54,3	48,3
9	16	1,53	66,9	48,6
10	16	1,27	57,5	8,4
11	16	1,51	42,2	85,3
12	16	0,94	65,1	69,0
13	16	1,18	39,2	78,7
14	16	3,28	78,9	76,9
15	16	1,76	46,1	47,0
16	16	0,96	73,7	32,8

17	16	0,86	67,8	10,0
18	16	1,17	73,4	30,4
19	16	1,58	60,7	12,4
20	16	0,89	71,1	8,1

Fonte: Aatoria própria 2016

Durante o Tc de 16 horas ocorreu a diminuição de todos os gêneros da microfauna, com exceção dos ciliados livres e dos protozoários fixos (grau 2). Quando há equilíbrio entre as populações de ciliados livres (Figura 9a), ciliados fixos e rotíferos, é indicativo de bom desempenho do sistema de tratamento. Nas amostras analisadas nesse ciclo, foram verificados poucos flagelados (grau 1), o que demonstra que o processo pode ter sido eficiente (CETESB, 1986). A Figura 9 b apresenta uma colônia de pedunculados visualizadas nesse TC.

Figura 9 – Microrganismos encontrados no TC de 16 horas.



Fonte: Aatoria própria 2016

A Tabela 8 apresenta os valores de remoção de nitrogênio amoniacal e DQO para o TC de 12 horas.

Tabela 8 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO durante os 20 ciclos com TC de 12 horas

Ciclos/ensaios	TC (horas)	Relação(DQO/N-NH ₄ ⁺)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoção DQO (%)
1	12	0,57	42,9	30,4
2	12	0,43	46,3	28,5
3	12	0,90	36,9	49,1
4	12	0,56	65,1	26,5
5	12	0,72	60,3	50,3
6	12	0,41	58,7	53,5
7	12	0,54	62,8	12,8
8	12	0,32	70,1	18,2
9	12	1,18	61,7	39,9
10	12	0,42	63,0	*
11	12	0,53	30,6	42,9
12	12	0,36	52,7	28,7
13	12	0,51	74,0	40,5
14	12	1,62	53,2	26,9
15	12	0,90	61,2	55,8
16	12	0,65	60,9	19,4
17	12	1,01	58,1	53,5
18	12	0,96	56,6	17,4
19	12	0,62	54,6	29,6
20	12	0,88	61,8	21,4

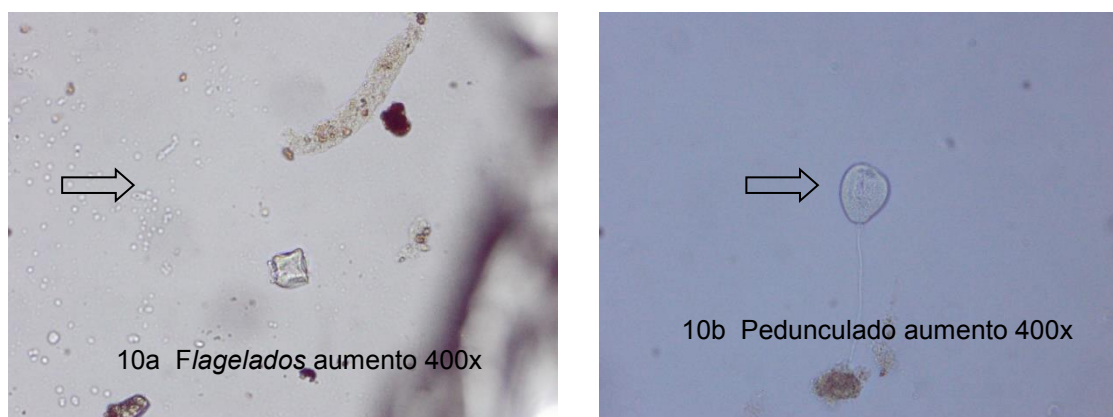
* ensaios onde não houve remoção de DQO

Fonte: Autoria própria 2016

Durante o TC de 12 horas a média de remoção do nitrogênio amoniacal foi de 56,3% ($\pm 0,11$) enquanto que para o TC de 8 horas o valor médio para essa remoção foi de 57,7% ($\pm 0,09$) de acordo com os dados apresentados na tabela 9.

No TC de 12 horas os flagelados (figura 10a) aumentaram consideravelmente enquanto que a concentração de ciliados livres diminuiu, e observou-se um aumento no aparecimento de organismos fixos, ciliados pedunculados e rotíferos (grau 2). O tamanho do pedúnculo (figura 10b) também é indicador, pois quanto mais longo melhor e mais eficiente encontra-se o tratamento (WOLF et al., 2001).

Figura 10 – Microrganismos encontrados no TC de 12 horas



O surgimento de novas condições no reator, relacionado com a maturidade do lodo, caracterizada por baixa concentração de matéria orgânica biodegradável, conduz à proliferação dos ciliados pedunculados.

Já para o TC de 8 horas houve diminuição de todos os organismos da microfauna (grau 1). Ciliados e flagelados não foram observados. Dessa forma, é possível observar que ao longo do experimento ocorre uma adequação da microfauna às novas condições, sendo caracterizado pela transição entre as populações visualizadas em cada TC.

Ressalta-se que a observação realizada nesse estudo foi somente a qualitativa da microfauna e serve de base para trabalhos futuros, vindo a contribuir para possíveis estudos que consigam realizar a contagem dos microrganismos descritos nos TCs por meio de análises quantitativas dos microrganismos constituintes da microfauna do processo de nitrificação em RBS

Na sequência a Tabela 9 apresenta os dados percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal e DQO para o TC de 8 horas.

Tabela 9 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal e DQO, durante os 20 ciclos com TC de 8 horas

Ciclos /ensaios	TC (horas)	Relação(D QO/N-NH ₄ ⁺)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoção DQO (%)
1	8	0,19	54,6	65,0
2	8	0,25	66,8	88,6
3	8	0,38	60,5	93,1
4	8	0,80	63,8	56,4
5	8	0,63	73,4	51,1
6	8	0,18	53,4	59,6
7	8	0,29	55,5	56,2
8	8	0,26	47,8	75,3
9	8	0,05	70,1	45,4
10	8	0,11	51,5	27,3
11	8	0,12	66,1	55,0
12	8	0,13	55,4	56,8
13	8	0,11	50,0	83,2
14	8	0,17	60,4	92,9
15	8	0,08	71,3	59,9
16	8	0,12	54,6	56,0
17	8	0,12	53,1	71,4
18	8	0,27	35,8	73,4
19	8	0,21	52,8	*
20	8	0,21	56,8	88,2

Fonte: Autoria própria 2016

Dallago et al. (2012), em experimento para remoção biológica de nitrogênio amoniacal em reator em bateladas sequenciais avaliaram o TC total de 72 horas, com fase aeróbia de 47 horas (nitrificação) e obtiveram remoção de nitrogênio amoniacal de 74,8%, trabalhando com efluente avícola com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 116,41mg.L⁻¹. Diferente do alcançado pelo RBS em estudo durante o TC de 48 horas foi obtido uma remoção de nitrogênio amoniacal de 63,6% com efluente com concentração inicial de nitrogênio amoniacal três vezes superior ao efluente avícola.

Dallago et al. (2009), avaliaram TC total de 36 horas, com 23 horas para fase aeróbia (nitrificação), e obtiveram remoção de nitrogênio amoniacal de 78,79, 74,88 e 62,25% para concentrações de 80, 100 e 120 mg.L⁻¹ respectivamente de nitrogênio amoniacal com efluente de abate e industrialização de aves. Os resultados apresentados pelos estudos de Dallago et al. (2012; 2009) diferem dos alcançados pelo experimento em estudo, apesar de ambos utilizaram efluentes de

mesma natureza, ou seja agroindustriais. De acordo com De Prá et al., (2013) a concentração de nitrogênio na alimentação de reatores é um fator determinante sobre a atividade microbiológica e interfere na eficiência do sistema.

Já Andrade et al. (2010), em experimento com RBS e efluente de abate de peixes com TC de 24 horas de nitrificação, testaram vazão de ar na faixa de 3 a 1 L.min⁻¹ e concentrações de nitrogênio amoniacal de 100 a 40 mg.L⁻¹. Obtiveram eficiência média de 85% para a concentração de nitrogênio amoniacal de 70 mg.L⁻¹ e vazão de ar de 2 L.min⁻¹ (0,8 L.min⁻¹ por litro de efluente). Assim como esse estudo que utilizou o TC de 24 horas e vazão de ar fixa em 3 L.min⁻¹ (0,75 L.min⁻¹ por litro de efluente) e apresentou eficiência na remoção de nitrogênio de 55,4%.

O que pode ser justificado pela literatura e de acordo com Ferreira (2000), a concentração de oxigênio dissolvido influencia diretamente sobre a taxa de nitrificação, sendo que as taxas ótimas devem ser obtidas com níveis de OD, acima de 4 mg.L⁻¹, desde que exista população de bactérias nitrificantes bem adaptada.

Lopes et al. (2015) utilizaram efluente de abatedouro de aves com concentração de sólidos na massa líquida do reator (MLSSV) de 3299,85mg.L⁻¹ e concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 81,9mg.L⁻¹, e obtiveram remoção de 70,58% do mesmo poluente, para um tempo total de ciclo de 22,25 horas sendo que o tempo de aeração (nitrificação) foi de 15,75 horas, se aproximando assim do TC de 16 horas do presente estudo, que apresentou remoção de nitrogênio amoniacal de 59,6% para o nitrogênio amoniacal.

No entanto o valor de (MLSSV) utilizado no reator em estudo para o TC de 16 horas foi de 1080,88 mg.L⁻¹, ou seja, bem inferior ao estudo em comparação. Sendo que o valor considerado ideal a ser mantido no reator de acordo com U.S. EPA (1999) deve estar entre 2000 a 4000 mg.L⁻¹.

Estudo realizado por Zenatti et al. (2009) utilizando RBS alimentado com efluente da indústria de abate de tilápia e TC de 12 horas e vazão de ar de 3 L.min⁻¹ (1,2 L.min⁻¹ por litro de efluente) obtiveram eficiência para remoção do nitrogênio amoniacal de 66,80%, enquanto que o valor de remoção de nitrogênio amoniacal no presente estudo para o TC de 12 horas que operou também com vazão de ar fixada em 3 L.min⁻¹ (0,75 L.min⁻¹ por litro de efluente) foi de 56,3%. Esse percentual de remoção pode ser justificado pela ocorrência de etapas intermediárias, como a nitritação, em que o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito, e é a etapa que precede a nitratação, cujo nitrito é convertido a nitrato.

Mees et al. (2014) utilizaram efluente de abate e industrialização de aves em RBS com TC total de 19 horas e que correspondem a 12,25 horas aeração (nitrificação), obteve 95,37% de remoção do nitrogênio amoniacal, enquanto que o TC de 12 horas em estudo obteve uma remoção de 56,3%

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a relação C/N deve ser menor que 3, para que ocorra um boa nitrificação, de forma que essa relação permita a sobrevivência de organismos autótrofos, que é característica dos microrganismos nitrificantes. O que ocorreu na média das relações C/N em todos os TC do experimento.

Com TC total de 10,45 horas sendo 7,35 horas de aeração e vazão de ar de $0,75\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ por litro de efluente, exatamente com a mesma taxa de aeração ($0,75\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$) e também semelhante ao tempo de aeração do TC de 8 horas desse estudo, Lopes et al. (2015), obtiveram 66,55% de remoção para o nitrogênio amoniacal, enquanto que o alcançado no estudo foi de 57,7%. Fato que se deve provavelmente mais uma vez a diferença na concentração inicial de nitrogênio amoniacal, sendo que a do efluente suíno é praticamente quatro vezes maior que o efluente de aves.

Em todos TCs o reator em bateladas sequenciais se mostrou eficiente na remoção de Nitrogênio amoniacal, com eficiências acima de 50%. Sendo que o TC de 48 horas foi obtido o maior percentual médio de remoção de nitrogênio amoniacal com 63,6% com desvio padrão de $\pm 0,09$.

5.3 COMPORTAMENTO DOS PARÂMETROS MONITORADOS NA NITRIFICAÇÃO NOS TCs DE 48H, 24H, 16H, 12H E 8 HORAS

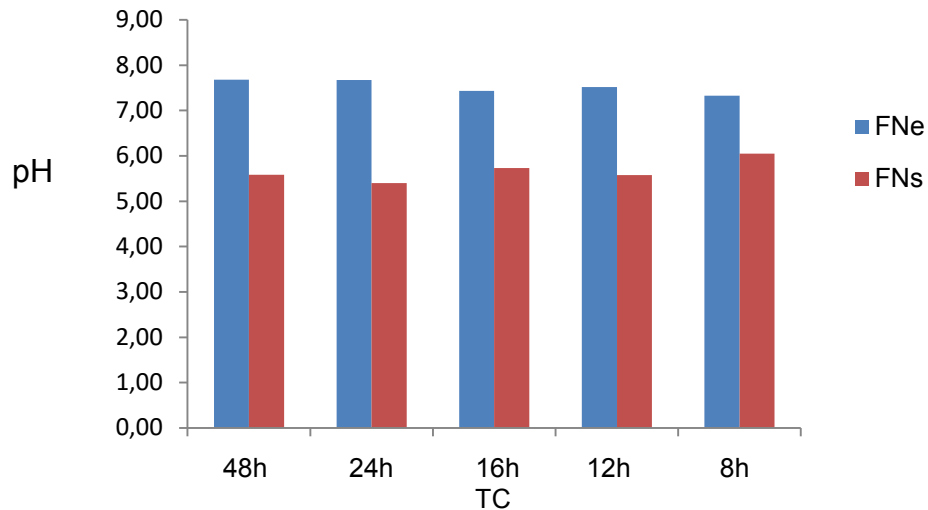
Durante os ensaios em todos os TC foram monitorados parâmetros como pH, temperatura, alcalinidade, oxigênio dissolvido, condutividade (CE) e salinidade devido a sua possível influência no processo de nitrificação.

A alcalinidade manteve comportamento esperado, ou seja, diminuiu durante a conversão de nitrogênio amoniacal em todos os TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas), com vazão de ar fixado a $3,0\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$.

O Gráfico 1 apresenta os valores médios de pH do efluente em cada TC (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs) durante o experimento. A variação foi de 7,0 a 7,5 para

o pH na fase de início da nitrificação (FNe) e de 3,32 a 4,95 na fase de fim da nitrificação (FNs) no reator.

Gráfico 1 – Média do pH do efluente nos TCs (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs) no RBS.

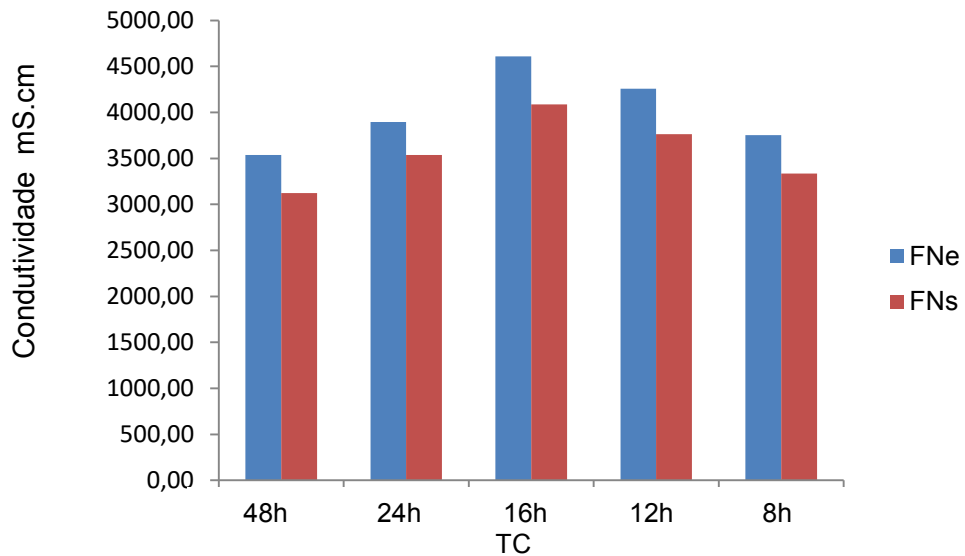


Fonte: Autoria própria 2016

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), valores de pH na faixa de 7,0 e 9,0 favorecem a nitrificação, sendo ideal para a manutenção das funções vitais das bactérias nitrificadoras e nitrificadoras. Assim como Dallago et al. (2009), em experimento utilizando RBS o pH teve comportamento dentro do esperado, diminuindo o valor ao longo do processo.

O gráfico 2 apresenta os valores médios da condutividade do efluente em cada TC (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs) variando de $3536,40 \text{ mS.cm}^{-1}$ ($\pm 300,75$) à $4607,45 \text{ mS.cm}^{-1}$ ($\pm 161,56$) na fase de início da nitrificação (FNe) e de $3121,50 \text{ mS.cm}^{-1}$ ($\pm 398,64$) a $4085,90 \text{ mS.cm}^{-1}$ ($\pm 134,81$) na fase de fim da nitrificação (FNs).

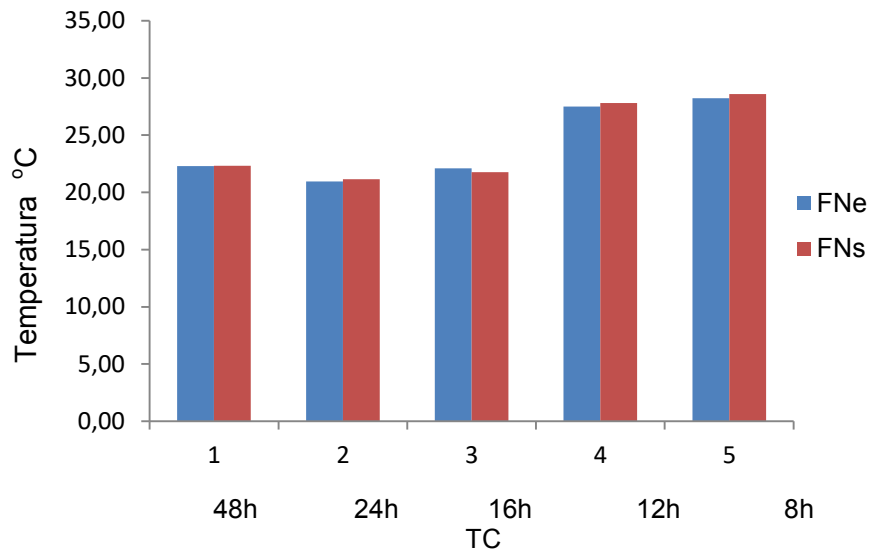
Gráfico 2 – Média da condutividade do efluente nos TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS.



Fonte: Autoria própria 2016

Com base nos dados apresentados no gráfico 2 observou-se que o comportamento da condutividade elétrica foi semelhante em todos os TCs, ou seja, houve queda nos valores médios da condutividade elétrica no término da nitrificação (FNs) quando comparadas as fases de início da nitrificação (FNe). Na nitrificação ocorre a oxidação da amônia, ou íon amônio a íon nitrito e posteriormente a íon nitrato. Essa oxidação ocasiona a variação da condutividade elétrica, induz à redução da condutividade elétrica do efluente tratado (METCALF e EDDY, 2003). E no gráfico 3 são apresentados os valores médios da temperatura do efluente em cada TC (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs).

Gráfico 3 – Média da temperatura do efluente na fase de entrada e saída da nitrificação nos TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS.



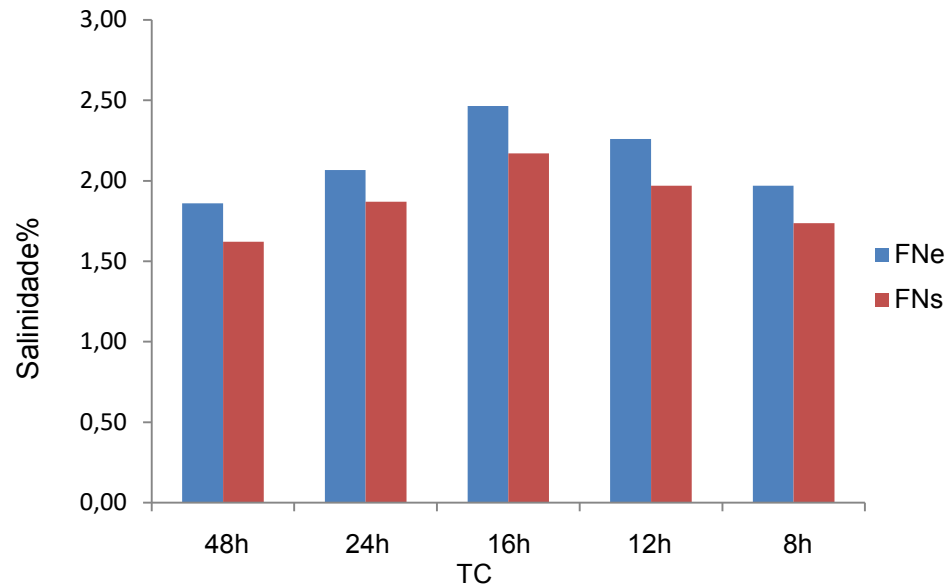
Fonte: Autoria própria 2016

O TC de 48 horas apresentou a melhor média de remoção de nitrogênio amoniacal com temperatura média do efluente de 22,30 °C ($\pm 2,64$) na fase de início e a média de 22,33 °C ($\pm 2,66$) na fase de término. Ferreira (2000) destaca que o processo de nitrificação ocorre numa larga faixa de temperatura de 4° a 45° C.

O gráfico 4 apresenta a média dos valores de salinidade do efluente em cada TC (48hs, 24hs, 16hs, 12hs e 8hs) com uma variação de 1,86% ($\pm 0,17$) à 2,47% ($\pm 0,10$) na fase de início da nitrificação (FNe) e de 1,62% ($\pm 0,22$) à 2,17% ($\pm 0,08$) na fase de término da nitrificação (FNs).

Rene et al. (2007) indicam que o aumento da salinidade para 2% acarreta inibição da atividade microbológica e ocasiona a diminuição da remoção de nitrogênio amoniacal.

Gráfico 4 – Média da Salinidade do efluente TCs (48h, 24h, 16h, 12h e 8 horas) no RBS



Fonte: Autoria própria 2016

Segundo Medeiros et al. (2005), o efeito provocado pela alta salinidade na comunidade microbiana é a redução na eficiência do processo biológico, além do aumento da turbidez do efluente tratado. De acordo com os dados apresentados no gráfico 4 no RBS alguns valores apresentam-se na faixa que pode ocorrer a inibição do processo, o que pode possivelmente explicar as médias de eficiências alcançadas pelo reator em estudo.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os dados obtidos neste estudo pode-se concluir que:

- O reator mostrou-se eficiente para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluente pré-tratado anaerobiamente, de um abatedouro e frigorífico de suínos
- O tempo de ciclo (TC) apresentou influência no processo de nitrificação e remoção de matéria orgânica sendo que o TC que apresentou maior eficiência foi o de 48 horas, com 63,6% de remoção para o nitrogênio amoniacal;
- Os parâmetros monitorados pH, alcalinidade, condutividade elétrica, salinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e concentração de sólidos (biomassa) mantiveram comportamento esperado durante todo o experimento;
- A visualização microscópica qualitativa da microfauna pode ser relacionada com uma caracterização imediata das condições do sistema de tratamento do RBS e sua eficiência.

REFERÊNCIAS

ABIPECS (2015) **Relatório anual 2014-2015** www.abipecs.org.br

ABREU, Ângela Alexandra Valente. **Identificação de bactérias filamentosas em processos de lamas activadas através da técnica de hibridização in-situ de fluorescência (FISH)**. 2004. 142f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Universidade do Minho, Guimarães - Portugal, 2004

ALMEIDA, Paulo Rogério Menezes de. **Correlação entre os protozoários ciliados e os parâmetros físico-químicos em uma estação de tratamento de esgoto na bacia do Jacuipe de Feira de Santana - BA**. 2003. 49f. Monografia (Conclusão de curso em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana BA, 2003

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIROMENT FEDERATION – WEF, **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington, DC: APHA, 2012.

ANDRADE L.;KUMMER A. C. B.;FAZOLO A. et al Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação. **Engenharia Agrícola.**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.160-167, jan./fev. 2010.

ARTAN, N; ORHON, D. Scientific and Technical Report series: Mechanism and Design of Batch Reactors for Nutrient Removal. **Scientificand Technical Report n°**. 19. IWA Publishing, 100p. 2005.

BELLAVER, C.; OLIVEIRA, P.A.; Balanço de água nas cadeias de aves e suínos. **Revista Avicultura industrial**, n.10, edição 1183, p. 39-44, 2009. Disponível em: http://www.qualyfoco.com.br/arquivos_publicacoes/arquivos/1266836613_Agua_essencial_v2.pdf Acesso em: 07 ago. 2014.

BENTO, A. P. ET AL. Monitoramento microscópico do sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC.**ABES Trabalhos Técnicos**. 2000 In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-054.pdf> Acesso em: 10 ago. 2015.

BENTO, A. P. ET AL.Caracterização da microfauna em ETE do tipo lodos ativados **Engenharia sanitária e ambiental**. 330 Vol.10 - Nº 4 - out/dez 2005, 329-338.

BETTO, T.L. *et al.* Remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total Kjeldahl de efluente de indústria de vegetais congelados por Reator em Batelada Sequencial **Engenharia Sanitária Ambiental** | v.18 n.3 | jul/set 2013 | 235-242.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional Meio Ambiente(CONAMA). Resolução n. 430/2011 - "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Legislativo, Brasília, DF, 2011.

BUENO, Rodrigo F., **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. 2011. 114f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-09092011-153620/pt-br.php> Acesso e: 10 ago. 2014.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Microbiologia de Lodos Ativados** – Série Manuais. São Paulo: CETESB, 1986.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Microbiologia de Lodos Ativados** - Setor de Treinamento. São Paulo: CETESB, 1997

CHIU, Y.C. et al. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**. USA: Elsevier. V. 59, p. 1-7, 2007.

CYBIS, L. F.; PICKBRENNER, K. ,USO DE REATOR SEQÜENCIAL EM BATELADA PARA PÓSTRATAMENTO DE EFLUENTES DE TRATAMENTO ANAERÓBIO2000 In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES - **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental** Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-074.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2014.

CYBIS, L. F.; PINTO, C. R. ,PROTOZOÁRIOS E METAZOÁRIOS PRESENTES EM REATORES SEQÜENCIAIS EM BATELADA (RSB) OBSERVADOS NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO1997In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES - **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental** Disponível em:

<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/protozoario.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2014.

DALLAGO R. C. et al., 2009. Influência de diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação e desnitrificação de efluente avícola. **XXXVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**, 2009, Juazeiro-BA/Petrolina-CE.

DALLAGO R. C. et al., 2012. Nitrification and denitrification of a poultry slaughterhouse wastewater according to cycle time and ammoniacal nitrogen concentration using surface response. *Int J Food, Agric Environ.* 10:856–860.

DOS SANTOS, A. V. et al. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator seqüencial em batelada (RSB). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES. v. 11, n. 1, p.83-97, 2006.

ECKENFELDER JR., W. W. **Industrial water pollution control**. 3 ed. Boston: McGraw-Hill, 2000. 584 p.

ESPINOZA, Mariza Wagner; PAZ, Arai Maria Aparecida dos Santos; RIBAS, Maria Lúcia Oscar; SANGOI, Regina Froener; BURSTEJN, Sara. Índices para o cálculo simplificado de cargas orgânica e inorgânica presentes em efluentes líquidos industriais. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre - RS. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-082.pdf>. Acesso em: 07 ago. 2014.

FERREIRA, E. S., 2000. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. **27th Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

FERRETTI, Estela C., **Estudo da influência da relação s0/x0 na determinação da atividade específica de bactérias nitrificantes**. 2005. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005. Disponível em <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/102131/232036.pdf?sequence=1>. Acesso em: 24 ago. 2014.

FONTENOT, Q. et al., 2007. Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. **Bioresource Technology**, 98, 1700-1703.

FRITSCH, S. A. et al., Microfauna presente no processo de nitrificação em reator em bateladas sequenciais (RBS)IX ENCONTRO NACIONAL DE DIFUSÃO TECNOLÓGICA **ANAIS 2013** Disponível em: http://www.utfpr.edu.br/medianeira/estrutura/diretorias/dirppg/eventos/copy_of_ix_en_ditec_2013.pdf

FUJII, FABIO YUGO; Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto doméstico. 2011. 109f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 2011. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-12122011-134438/pt-br.php>. Acesso em: 26 de ago. 2014.

GRADY C. P. L.; DAIGGER G. T.; LIM H. C. **Biological Wastewater Treatment**.2nd Ed.Marcel Dekker, New York, USA, 1999.

HENZE, M.; et al., **Wastewater treatment: Biological and Chemical Processes**. Berlin: Springer, 2001, 430 p.

HOFFMANN, HEIKE. Caracterização do funcionamento de ETE de tipo lodo ativado via imagem microscopia – Estudo na região da grande Florianópolis. In: XI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – SILUBESA. Anais, ABES, Natal, RN, 2004. Disponível em: <http://docplayer.com.br/7386840-liv-005-caracterizacao-do-funcionamento-de-ete-de-tipo-lodo-ativado-via-imagem-microscopica-estudo-na-regiao-da-grande-florianopolis.html>. Acesso em: 15 de abr. 2016.

HORAN, N. J. **Biological Wastewater treatment systems: theory and operation**. Chisheter: Wileyand Sons Publishing West Sussex. 1990. 310p

IMHOFF, K.; IMHOFF K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 1.reimpressão. Tradução da 26ª edição alemã (1996). Traduzido por Max Lothar Hess. São Paulo: Edgard Blücher, 301 p. 1998.

ISOLDI, L. A. et al. Remoção de carbono orgânico e nitrificação de águas residuárias da industrialização de arroz. **Revista Brasileira Agrociência**, Pelotas-RS, v.9 n.3, p. 273-277, jul-set 2003.

KARGI, F.; UYGUR, A. Hydraulic residence time effects in biological nutrient removal using five-step sequencing batch reactor. **Enzymeand Microbial Technology**. Elsevier. n. 35, p. 167-172, 2004.

KUMMER, A. C., ET AL Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.150-157, jan./fev. 2011

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA R. H. R., Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária Ambiental** v.16 n.4 | out/dez 2011 | 411-420

LI, B.; Irvin, S., 2007. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). **Biochemical Engineering Journal**. 34, 248-255.

LI, J. P.; Healy, M. G.; Zhan, X. M.; Rodgers, M., 2008. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**. 99, 7644-7650

LOPES C. L. et al., Effect of cycle time and airflow in biological nitrogen removal from poultry slaughterhouse wastewater. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.35, n.3, p.567-577, maio/jun. 2015

LOMBARDI, Joselaine B.; FURLEY, Tatiana H., 2015. Avaliação do efeito da condutividade no tratamento biológico de um efluente de fábrica de celulose. **O PAPEL** vol. 76, num. 12, p. 91 – 96.

MAO, J. et al. Nitrous Oxide Production in a Sequence Batch Reactor Wastewater Treatment System Using Synthetic. **Pedosphere. Elsevier**. n. 16, v. 4, p. 451-456, 2006.

MEDEIROS, Daniel R., **Eficiência, sedimentabilidade e composição da microfauna de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo e em batelada, removendo nitrogênio**. 2005. 153f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27022009-155513/pt-br.php> acesso em: 24 abr.2014.

MEDEIROS, V. A. de et al. Avaliação do efeito da salinidade e da adição de um suplemento nutricional no tratamento biológico de um efluente industrial complexo. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

MEES, J. B. R.; ET AL., 2013. Nitrogen removal in a SBR operated with and without pre-denitrification: effect of the carbon:nitrogen ratio and the cycle time. **Environmental Technology**, v. 34, p. 1-18.

MEES, J. B. R.; ET AL., 2014. Application of the response surface methodology for optimisation of biological nutrient removal from slaughterhouse effluents. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, Vol.12, April 2014.

METCALF ; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse**. 3^o ed., New York: McGraw Hill, 2003, 1335p.

MOREIRA, M.P.; Yamakawa, C.S.; Alegre, R.M., 2002. Adição de Fonte de Carbono no Início as Fase Anóxica na Remoção de Macronutrientes e DQO por Lodo Ativado usando RBS no Tratamento de Água Residuária Avícola. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. 7 (1), 16-20.

NBR 9898/1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento. 22 p.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal v.31, n.1, p.178-192, jan./fev. 2011

PACHECO, José Wagner **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**- São Paulo : CETESB, 2008.98p.(Série P + L)Disponível em : <http://www.cetesb.sp.gov.br> Acesso em: 05 mar. 2014.

PATTERSON, D. J., HEDLEY, S. **Free-Living Freshwater Protozoa: A Colour Guide**. London: Wolfe Publishing Ltda, p. 223p.,1992.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente re reator anaeróbio**.2002. 167f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/karine_mestrado.pdf Acesso em: 20 ago. 2014.

PINTO, C. R.; CYBIS, L. F.; DE LUCA, S.J. 1996. Observação da microfauna no processo de nitrificação em reatores sequenciais em batelada. **25º Congresso Internamericano de Ingeniaria Sanitária y Ambiental**, 1996, México.

QIN, L.; LIU, Y. Aerobic granulation for organic carbono and nitrogen removal in alternating aerobic-anaerobic sequencing batch reactor. *Chemosphere*. USA: Elsevier. v. 63, p. 926-933, 2006. RA, C. S.; Lo, K. V.; Shin, J. S.; Oh, J. S.; Hong, B. J., 2000. Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment. **Water Resource**. 34, 965-973.

RA, C. S.; Lo, K. V.; Shin, J. S.; Oh, J. S.; Hong, B. J., 2000. Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment. **Water Resource**. 34, 965-973.

RENE, E. R.; et al., 2007. Effect of COD/N ratio and salinity on the performance of sequencing bath reactors. **Biorsource Tecnology**. 2007.

RUPPERT, E. E., FOX, R. S., BARNES, R. D.. **Zoologia dos Invertebrados**. 6ed. São Paulo: Roca, 1996.

SENAI.RS. **Princípios Básicos de Produção Mais Limpa em Matadouros Frigoríficos**. Porto Alegre, UNIDO, UNEP Centro Nacional de Tecnologias Limpas SENAI, 2003. p. 49. Série Manuais de Produção mais Limpa. Disponível em: http://wwwapp.sistemafiergs.org.br/portal/page/portal/sfiergs_senai_uos/senairs_uo697/proximos_cursos/Princ%EDpios%20B%E1sicos%20de%20PmaisL%20em%20Matadouros%20Frigor%EDficos.pdf. Acesso em: 10 set. 2013.

TONETTI, A.L. *et al.* Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto **Engenharia Sanitária Ambiental**.v.18 n.4 | out/dez 2013 | 381-392

UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. WastewaterTecnology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors. Report number: 832/F-99/073. Washington D.C., set.,1999. 8p. Disponível em <http://nepis.epa.gov/EPA/html/Pubs/pubtitleORD.htm>. Acesso em: 26 mai. 2008.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de Iodos ativados** São Paulo : CETESB,1989 Série Manuais 23p.

WEF. Water Environment Federation -; American Society of Civil Engineers - ASCE; Environmental Water Resources Institute - EWRI. (2005),Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants (Asce Manual and Reports on Engineering Practice). McGraw-Hill, New York.

WIESMANN, U.; et al., (2007), **Fundamentals of biological wastewater treatment**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim, Germany.

WOLFF, D. B. et al. **Avaliação do biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

ZENATTI, D. C., et al. 2009. Nitrification of tilapia slaughterhouse effluent according to the aeration conditions and reaction time. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG 13(6):750-754.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Waste water Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors**. Report number: 832/F-99/073. WASHINGTON D.C., set. 1999. 8p. Disponível em <http://nepis.epa.gov/EPA/html/Pubs/pubtitleORD.htm>. Acesso em: 26 ago. 2015.