

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
ENGENHARIA AMBIENTAL**

**JOÃO FELIPE BEGNINI**

**REATOR OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO  
PARA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE AGROINDUSTRIAL**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**MEDIANEIRA**

**2016**

**JOÃO FELIPE BEGNINI**

**REATOR OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO  
PARA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE AGROINDUSTRIAL**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado como requisito parcial à  
obtenção do título de Engenheiro  
Ambiental, da Universidade Tecnológica  
Federal do Paraná, Câmpus Medianeira.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Juliana Bortoli  
Rodrigues Mees

Co-orientadora: Sheila Aparecida Fritsch  
Lazzereis

**MEDIANEIRA**

**2016**



Ministério da Educação  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Campus Medianeira

Diretoria de Graduação e Educação Profissional  
Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental



---

## **TERMO DE APROVAÇÃO**

### **REATOR OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO PARA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE AGROINDUSTRIAL**

por

**JOÃO FELIPE BEGNINI**

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado 15:40h do dia 23 de Junho de 2016, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

---

Profa. Dra. Juliana Bortoli R. Mees  
Orientadora

---

Profa. Dra. Carla Limberger Lopes  
Membro Titular

---

Prof. Me Ismael L. C. Junior  
Membro Titular

- O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso -

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as bênçãos a mim concedidas e pela fé na força do espírito santo que me guia pelos caminhos da vida.

A Instituição e seu corpo docente, pela oportunidade da minha graduação e por tudo que vivi e aprendi nesses anos. A minha orientadora Profa. Dra. Juliana Bortoli R. Mees e minha co-orientadora Me. Sheila A. F. Lazzereis, por toda a ajuda, aprendizado, por suas correções e incentivo.

De forma muito especial a minha amiga Rafaela Perandré, que não mediu esforços em me ajudar na execução deste projeto.

A todos meus amigos que estiveram ao meu lado durante toda caminhada acadêmica, e meu intercâmbio, amigos de Assis Chateaubriand, Meeedianeira, prima Ângela Andriolli, em especial ao Grupo de Oração e é claro, Rep.Zion e agregados.

Também aos colegas do laboratório I-39, gostaria de agradecer o apoio e incentivo.

Agradeço aos meus pais Rosangela e Clemir, meus irmãos Bruno e Nicole, por todo amor, incentivo e apoio incondicional, pois sem eles tudo teria sido mais difícil.

Enfim, a todos os que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Sucesso é conseguir o que você quer, e  
felicidade é gostar do que você  
conseguiu.

(Dale Carnegie)

## RESUMO

BEGNINI, J.F. **Reator operado em bateladas sequenciais aplicado para nitrificação de efluente agroindustrial** 2016. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2016.

A produção de carne suína exige atenção especial quanto ao tratamento e destino dos líquidos efluentes. A preocupação com a qualidade dos corpos hídricos está diretamente associada a esse tipo de indústrias, uma vez que esses efluentes são carregados de matéria orgânica e nutrientes. Neste trabalho é apresentado um estudo de avaliação do desempenho de um reator biológico operado em bateladas sequenciais aeróbio, com biomassa em suspensão, aplicado no pós-tratamento anaeróbico de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos para remoção de nutrientes. As amostras de águas residuárias, que foram submetidas ao tratamento aeróbio no reator RBS, foram coletadas na planta de tratamento secundário de uma indústria, após etapa anaeróbia, ou seja, utilizou-se uma água residuária previamente amonificada. A pesquisa foi desenvolvida em escala de bancada. O reator possui 4L de volume útil sendo 1L de inóculo, com aeração constante de 3 L.min<sup>-1</sup> e foi operado nos tempos de ciclo de 48, 24 e 12 horas. Os parâmetros analisados para remoção de nitrogênio amoniacal foram o tempo de ciclo e a presença de microrganismos presentes no lodo. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e salinidade foram somente monitorados no processo. As remoções foram de 62,5%, 66,9% e 61% para os respectivos tempos de 48, 24 e 12 horas. Verificou-se que os tempos de ciclo e a os microrganismos presente no reator influenciam nas remoções de nitrogênio amoniacal.

**Palavras-chave:** Tratamento Biológico. Nitrogênio Amoniacal. RBS.

## ABSTRACT

**BEGNINI, J.F. Sequencing Batch Reactor applied for wastewater agorindustrial nitrification.** 2016. Undergraduate thesis (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technology University - Parana. Medianeira, 2016.

The pork production requires special attention on the treatment and disposal of liquid effluents. Concern about water bodies quality is directly related to such industries as these effluents are loaded with organic matter and nutrients. In this study, the performance of a biological reactor operated in aerobic sequencing batch with biomass in suspension applied in pre anaerobically treated effluent from slaughterhouse pigs was evaluated. Samples of the wastewater were subjected to aerobic treatment in the SBR reactor were collected in the secondary treatment plant industry after anaerobic step, where the wastewater contains ammoniacal nitrogen. The research was conducted on a bench scale with a 4L working volume reactor with 1L inoculum, with constant aeration of 3 L.min<sup>-1</sup> and was operated in cycle times of 48, 24 and 12 hours. The parameters analyzed for ammonia nitrogen removal were the cycle time, and the presence of microorganisms present in the sludge. Temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity and salinity were only monitored. The removals were 62.5%, 66.9% and 61% for respective times of 48, 24 and 12 hours. It was found that the cycle times and the microorganisms present in the reactor influence the ammoniacal nitrogen removal.

Keywords: Biological Treatment. Ammonia nitrogen.SBR.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma básico do abate de suínos .....	17
Figura 2 – Etapas de operação de um reator operado em bateladas sequenciais....	24
Figura 3 - Reator utilizado no experimento de bancada. (A): Reator; (B): Fluxômetro de controle de vazão de ar. ....	29
Figura 4 - Gráfico dos valores médios do pH na entrada e saída do efluente em relação ao tempo de ciclo.....	35
Figura 5 - Gráfico das médias da condutividade do efluente de entrada e saída nos TCs (48, 24 e 12 horas).....	37
Figura 6 - Gráfico das médias de entrada e saída da salinidade do efluente nos TCs (48, 24 e 12 horas) .....	38
Figura 7 - Microrganismos observados no lodo do reator biológico .....	40
Figura 8 - Microrganismos encontrados no tempo de ciclo 48 horas .....	41
Figura 9 - Microrganismos encontrados no tempo de ciclo de 24 horas .....	42
Figura 10 - Microrganismos encontrados no reator durante o tempo de ciclo de 12 horas .....	43



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Microrganismos indicadores das condições de depuração em lodos ativados.....	26
Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos a serem avaliados e monitorados .....	30
Tabela 4 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 48 horas.....	32
Tabela 5 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 24 horas.....	32
Tabela 6 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 12 horas.....	33
Tabela 7 - Concentrações de sólidos suspensos voláteis na massa líquida .....	34

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
1.1 OBJETIVOS .....	13
1.2 OBJETIVO GERAL.....	13
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>14</b>
2.1 SETOR AGROINDUSTRIAL .....	14
2.1.1 Suinocultura.....	15
2.2 GERAÇÃO DE EFLUENTES EM ABATEDOUROS.....	16
2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITROGÊNIO) .....	19
2.4 NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA .....	19
2.5 FATORES INTERFERENTES NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO .....	21
2.6 TRATAMENTO POR REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS .....	23
2.6.1 Microfauna em reatores em bateladas sequenciais .....	24
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
3.1 ÁGUA RESIDUÁRIA .....	27
3.2 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL E CONDIÇÕES OPERACIONAIS .....	28
3.3 PARÂMETROS ANALÍTICOS .....	29
3.3.1 OBSERVAÇÃO DA MICROFAUNA.....	30
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>31</b>
4.1 AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO NOS DIFERENTES TEMPOS DE CICLOS ...	31
4.2 COMPORTAMENTO DOS PARÂMETROS MONITORADOS NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO .....	35
4.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	35
4.2.2 Temperatura .....	36
4.2.3 Oxigênio dissolvido .....	36
4.2.4 Condutividade Elétrica .....	37
4.2.5 Salinidade .....	38
4.3 AVALIAÇÃO DA MICROFAUNA PRESENTE NO REATOR DURANTE OS TEMPOS DE CICLO AVALIADOS .....	39
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	<b>44</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A preocupação com o meio ambiente e seus recursos esta cada vez mais discutidos nos diferentes meios. O crescimento populacional e a demanda por alimentos cada vez mais vertiginosa exigem sistemas produtivos mais eficientes e que atendam as normas ambientais.

Devido ao grande território e inovações no setor agropecuário, o Brasil consegue sustentar uma grande rede de produção de alimentos, partindo do plantio de vegetais à produção de alimentos de origem animal. Toda essa malha produtiva faz com que o país, além de capacidade de abastecimento do mercado interno, seja destaque mundial na produção de carne, ocupando o 4º lugar no ranking mundial na produção suína.

A produção de suínos, em específico, vem ganhando muita força no setor de carnes. É na região sul onde se concentra o maior número de abatedouros, com mais de 60% de toda produção anual. Graças à seleção de genes e novas tecnologias, a carne suína está cada vez mais presente na mesa dos consumidores. Em decorrência dessa evolução hoje é possível produzir animais com menores teores de gordura, aproximadamente 37% menos, considerados mais saudáveis para alimentação humana.

Na região sul do Brasil é onde se concentram o maior número de criadores e abatedouros de suínos. Graças a investimentos no setor agropecuário e melhores condições tecnológicas para produção e abate de animais, a tendência é que cresça ainda mais a comercialização desse tipo de carne.

Para tanto, a produção de carne suína exige atenção especial quanto ao tratamento e destino dos líquidos efluentes. A preocupação com a qualidade dos corpos hídricos está diretamente associada a esse tipo de indústrias, uma vez que esses efluentes são carregados de matéria orgânica e nutrientes, como por exemplo, o nitrogênio, um dos principais responsáveis pela eutrofização de rios e consequente desequilíbrio no meio aquático.

Nutrientes em acúmulo nas águas naturais podem causar uma série de efeitos adversos, entre eles estão: proliferação de algas, diminuição de

oxigênio dissolvido, problemas de odor, perda da vida aquática e efeitos nocivos a própria a saúde humana.

Para que os processos de degradação desses materiais ocorram com maior eficiência e menor custo, as estações de tratamento estão sendo aprimoradas para que ocorra remoção de carbono e nutrientes em mesma unidade operacional. Uma solução para isso seria a utilização de um tanque operado como um reator biológico e decantador, funcionando em ciclos, compreendidos com uma fase de enchimento, reações biológicas, decantação e repouso, sendo chamado de reator de bateladas sequenciais (RBS).

Neste trabalho é apresentado um estudo que pretende avaliar o desempenho de um reator biológico operado em bateladas sequenciais aeróbio/anóxico, com biomassa em suspensão, aplicado no pós-tratamento anaeróbico de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos para remoção de nutrientes.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho e comportamento de um reator biológico aeróbio operado em bateladas sequenciais, com biomassa em suspensão, aplicado no pós-tratamento de efluente agroindustrial anaeróbico.

### 1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a remoção biológica de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica remanescente, presente no efluente, de um abatedouro e frigorífico de suínos, pré-tratado anaerobicamente;
- ✓ Avaliar a influência do tempo de ciclo (TC) no processo de nitrificação;
- ✓ Monitorar os parâmetros: pH, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e concentração de sólidos suspensos voláteis (biomassa);
- ✓ Observar qualitativamente a microfauna presente no lodo do reator em batelada sequencial (RBS) e correlacioná-la com a eficiência do reator durante os processos de nitrificação.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 SETOR AGROINDUSTRIAL

O desenvolvimento da agroindústria é crucial para geração de empregos e oportunidades, trazendo melhoria na qualidade e oferta de produtos. Não só a população rural é beneficiada como também toda a cadeia produtiva envolvida, já que o processo passa por manuseio, embalagem, processamento, transporte e marketing do alimento. Dessa forma a Silva *et al*, (2009) considera essas, como indicações claras, de que a agroindústria tem impactado significativamente no desenvolvimento econômico e redução da pobreza, tanto no meio rural quanto urbano.

Scolari (2006) destaca que o crescimento na produtividade agrícola foi evidente nos últimos anos e que graças à revolução verde (uso intensivo de fertilizantes, irrigação e sementes melhoradas), foi possível o atendimento da demanda mundial de uma população crescente.

De acordo com a EU (2015), o crescimento populacional em países em desenvolvimento vem diminuindo ao longo dos anos, já nos países desenvolvidos o crescimento está estagnado. Mas diferente do que se espera, o consumo per capita continua em crescimento acelerado para maioria das mercadorias.

A produção mundial dos mantimentos básicos geralmente gira em torno de alimentos de origem vegetal (grãos, raízes e tubérculos, oleaginosas e frutas) e origem animal (suínos, aves, bovinos, ovos e peixes), sendo eles as principais fontes de carboidratos e proteínas. Além de se manterem os mesmos por anos, as práticas para o cultivo desses alimentos já não são as mesmas. A demanda crescente por alimentos fez com que a produção agropecuária se transformasse ao longo dos anos, e exigem atualmente, técnicas mais inovadoras e sustentáveis, observando as condições de escassez da cobertura de solo e de clima transigente.

Uma abordagem promissora é a chamada “Agricultura climaticamente inteligente” a qual consegue ajustar as práticas agrícolas para torná-las mais adaptáveis e resistentes a pressões ambientais, enquanto diminui o próprio impacto da agricultura sobre o meio ambiente (UN News, 2015).

Um fator que influencia no consumo de carnes é o preço desse alimento. Qualquer produto industrializado tem seu custo determinado pelos investimentos feitos para gerar esse produto. Com a carne isso ocorre de forma ainda mais complexa. Isto porque além da etapa da produção, existem os elos a montante e jusante de fornecimento dos insumos, máquinas e implementos os quais variam de acordo com momento econômico em que o setor está passando.

### 2.1.1 Suinocultura

O ritmo de crescimento do consumo mundial de carnes vem aos poucos desacelerando, conforme informações de EU (2015), em direção a alcançar o ritmo de crescimento da própria população. Ainda sendo positivo o crescimento anual no consumo de carne suína tem-se estabilizado em 2%, menor que o crescimento observado da carne de frango. Mesmo assim a carne de porco ainda ocupa o topo do ranking no consumo mundial de carnes, compartilhando 38 % do consumo mundial.

O Brasil tem boa interferência nesses dados. Estatísticas do setor mundial analisado pela ABPA (2015) colocam o Brasil como o 4º maior produtor de carne suína, com uma produção anual superior a 3.300 mil toneladas do produto.

Apesar de ser mundialmente reconhecido como um grande produtor desse tipo de carne, o consumo brasileiro em 2014 foi de 14,71 kg *per capita*, ainda está abaixo da média do consumo mundial que foi maior que 50 kg *per capita* em 2014 (ABPA, 2015).

Até os anos 70 utilizava-se do suíno para captação de sua gordura. No entanto, com a expansão do uso do óleo advindo de vegetais, essa cultura foi deixada quase que totalmente de lado, valorizando ainda mais a carne em si (EMBRAPA, 2014).

Com esse episódio vieram também transformações genéticas e tecnológicas que fizeram com que o animal tivesse uma carne com menor teor de gordura, e esse fator se tornou atrativos para os novos consumidores.

No Brasil os estados do sul são destaque na produção de carne de porco. Eles atendem a maior parte da demanda nacional e para exportação, compreendendo quase 70% do total da carne suína produzida. Cerca de 85% desse todo é destinado para abastecimento interno, o restante, que ultrapassa 500 mil toneladas de produtos, é exportado principalmente para o oriente médio (ABPA, 2015).

Atualmente, o Brasil representa 10% do volume exportado de carne suína no mundo, chegando a lucrar mais de US\$ 1 bilhão por ano (MAPA, 2015).

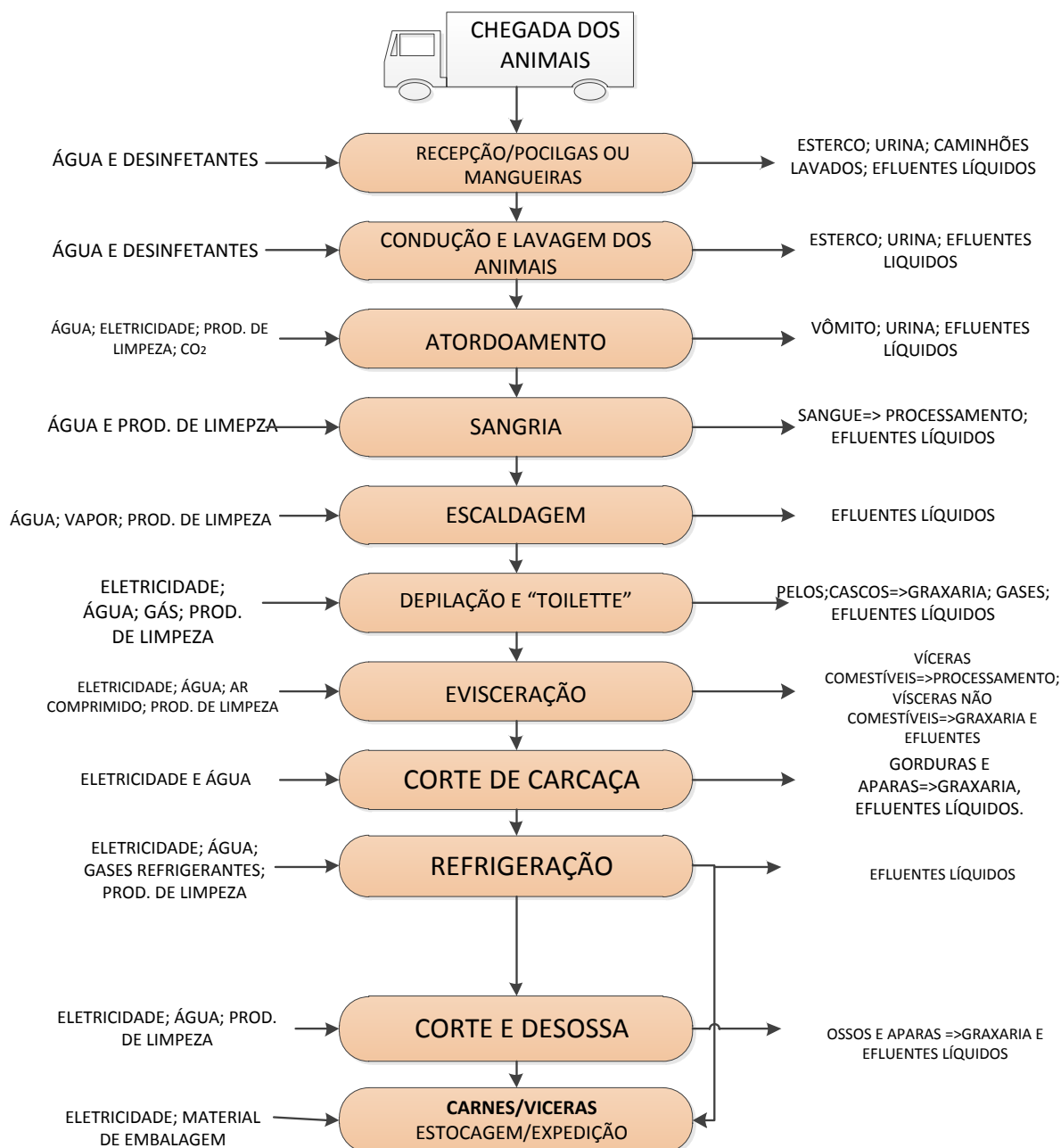
## 2.2 GERAÇÃO DE EFLUENTES EM ABATEDOUROS

Segundo Mees (2012), águas advindas de processos industriais são caracterizadas como tendo uma imensa variedade de poluentes, tanto como tipo e composição quanto volume e concentração. O setor agroindustrial não fica fora desses padrões. Esse tipo de atividade gera efluentes de altas concentrações de matéria orgânica, sólidos nas formas suspensas e dissolvidas, sólidos sedimentáveis, nutrientes (especialmente, nitrogênio e fósforo), entre outros.

No setor alimentício, em específico através da produção de carnes, os aspectos e impactos ambientais estão ligados ao alto consumo de água, e geram resíduos com elevada carga orgânica e alto consumo de energia. Estão relacionados a esse processo também, ruído, odor e resíduos sólidos nas diferentes formas (CETESB, 2006).

A geração de efluentes nesse tipo de indústria é considerada alta, uma vez que quase todos os processos carecem de água, como apresentado no fluxograma dos processos básicos de abate de suínos (Figura 1).





**Figura 1 - Fluxograma básico do abate de suínos**

Fonte : Adaptado de Guia Técnico Ambiental de Abate - (CETESB, 2006.)

As partes que envolvem sangue são consideradas as mais críticas dos processos, posto que carregam uma carga muito grande de nutrientes. Ainda segundo a CETESB (2006), o sangue tem a DQO mais alta de todos os efluentes líquidos gerados no processamento de carnes. Sangue líquido bruto tem uma DQO em torno de  $400\text{g.L}^{-1}$ , uma  $\text{DBO}^5$  de aproximadamente  $200\text{g.L}^{-1}$  e uma concentração de nitrogênio de cerca de  $30\text{g.L}^{-1}$ .

A alta concentração desses materiais, especialmente da matéria orgânica (DBO e DQO) e nutrientes como o nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), nos efluentes é um grande problema para os sistemas de tratamento líquidos, os quais devem ser bem dimensionados para atender toda a demanda e capacidade de redução/eliminação de todos poluentes para o lançamento nos corpos hídricos.

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  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  e nitrito de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  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  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ , conforme a legislação do CONAMA nº430/2011 que estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes (BRASIL, 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 anaeróbicos, sendo ambos realizados, respectivamente, por bactérias que utilizam oxigênio comoceptor de elétrons nas reações de degradação e por bactérias que utilizam outros tipos de aceptores de elétrons ( $\text{SO}_4^{-2}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ , etc) (METCALF; EDDY, 2014).

Para seleção do tipo de processo biológico a ser utilizado 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.

## 2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITROGÊNIO)

Segundo Metcalf e Eddy (2014) as formas de nitrogênio mais interessantes para sistemas de tratamento de águas, em ordem decrescente de estado de oxidação são nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio orgânico. Todos esses já citados e ainda acrescentando o nitrogênio na forma gasosa, fazem parte do ciclo de nitrogênio, os quais são biologicamente interconversíveis.

O efluente proveniente do tratamento primário, que tem como função a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes, ainda contém matéria orgânica e os nutrientes, sendo necessárias outras etapas de tratamento visando reduzir essas quantidades.

A remoção biológica de nutrientes pode ocorrer por sistemas biológicos convencionais de tratamento, tais como lagoas de estabilização, processos de lodos ativados convencionais, filtros biológicos, biodiscos, etc., além do uso de sistemas biológicos alternativos, como a utilização de macrófitas, entre outros (VON SPERLING, 1996). Os processos de remoção biológica de nutrientes convencionais, usados no tratamento de efluentes, atingem a remoção de nitrogênio envolvendo fases aeróbias e anaeróbias, separadas em diferentes reatores ou por diferentes intervalos de aeração.

Durante a transformação do nitrogênio da forma orgânica até a forma molecular ( $N_2$ ), todo o processo é biológico e participam microrganismos heterotróficos e autotróficos, anaeróbicos e aeróbios, e a remoção de nitrogênio ocorre sob três mecanismos básicos: amonificação, nitrificação e desnitrificação.

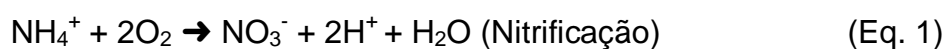
## 2.4 NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA

A nitrificação é o processo de oxidação da amônia em nitrito e nitrato. Essa reação ocorre em meio aeróbio sob ação de bactérias autotróficas (METCALF; EDDY, 2014). Esse processo ocorre naturalmente desde que estejam disponível oxigênio e de nitrogênio amoniacal.

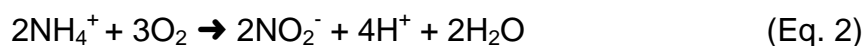
Os gêneros que realizam esses processos são os *Nitrossomonas* e *Nitrobacters*. Os primeiros são responsáveis pela oxidação da amônia para a forma de nitrito e os segundos com capacidade de converter o nitrito em nitrato (LI & IRVIN, 2007).

Para melhor entendimento dos processos que ocorrem, Eckenfelder (2000) define as equações do processo de nitrificação.

A Eq. 1 representa a equação global de oxidação do nitrogênio amoniacal. As reações intermediárias de nitritação e nitratação são apresentadas nas equações Eq. 2 e Eq. 3, respectivamente.



Oxidação do nitrogênio amoniacal para N-NO<sub>2</sub> (nitrito) por *Nitrossomonas*:



Oxidação do nitrito - NO<sub>2</sub> para nitrato - NO<sub>3</sub> por *Nitrobacter*, conforme a equação 3.



Os principais processos de nitrificação podem ser classificados em crescimento em suspensão e crescimento em biofilme. No processo de crescimento em suspensão, a nitrificação pode ser conduzida em um mesmo reator ou em reatores separados comumente chamados de tratamento por lodos ativados (TEIXEIRA, 2006).

Porém o processo de nitrificação vai muito além da simples oxidação sequencial de amônia para nitrito (*Nitrossomonas*), e nitrito a nitrato (*Nitrobacter*). De acordo com Ferreira (2000), devem ser consideradas as várias reações intermediárias e enzimas contidas no processo, além da resposta dos organismos às condições do ambiente.

É importante a observação durante o processo de operação, o controle de pontos característicos das reações, como por exemplo: níveis de amônia e concentração de nitrito e nitrato, os quais podem indicar o fim das reações de nitrificação e desnitrificação (BROCH, 2008).

## 2.5 FATORES INTERFERENTES NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO

Tratando-se de reações de caráter biológico, alguns aspectos devem ser considerados para que a atividade microbiana ocorra. Certos fatores podem afetar drasticamente a reprodutibilidade e metabolismo dos microrganismos, chegando estancamento da atividade e conseqüente ineficiência do tratamento.

Nos processos nitrificantes, pH, oxigênio, concentração de substrato, a relação C/N e o tempo de ciclo e de retenção celular são os parâmetros mais interferentes. Porém, além de afetarem no processo podem ser bons indicadores de remoção de nitrogênio.

As bactérias responsáveis pela oxidação de amônio e as oxidantes de nitrato tem sua eficiência comprometida por fatores físico-químicos do ambiente. De acordo com Mees (2010), pH e alcalinidade apresentam um comportamento característico, onde na fase aeróbia e o pH tende a sofrer redução, enquanto na fase anóxica tende a ser mais alto. A alcalinidade tende a ser menor durante o processo de oxidação da amônia (LIMBERGER, 2011).

A diminuição do pH acontece pela elevação da concentração de ácido nítrico formado em decorrência da oxidação da amônia. Se as condições do ambiente deixarem o pH abaixo de 5,5, então as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* são inibidas (ANTHONISEN *et al.*, 1976).

Para os experimentos analisados por Dallago (2009), durante a fase de nitrificação dos tratamentos por RBS, observou-se um aumento do Potencial Redox (ORP), o que indicaria um bom processo de nitrificação. Da mesma forma em outros testes, onde na fase anóxica, onde não favorece o processo nitrificante, houve uma queda do ORP.

O processo de nitrificação exigem pH elevados, por esse motivo é um fator que deve ser observado e quando necessário corrigido quimicamente e para efetiva remoção de (N) exige-se que a nitrificação ocorra de forma completa (ORHON, 2005). Uma melhor nitrificação ocorre com valores de pH entre 7,2 e 9,0 (METCALF; EDDY, 2014).

A própria concentração de amônia apresenta-se como interferente. Na opção por tratamento RBS, se tratando da mesma biota nos ensaios, Andrade (2010) identificou que quanto menos amônia é colocada a disposição dos microrganismos, mais rápidos eles podem convertê-la em nitrato.

Através do teste de cinética realizado por Mees (2010), constatou-se que a velocidade de conversão de nitrogênio amoniacal é 5 vezes menor que a conversão de nitrito a nitrato, caracterizando-se como uma etapa limitante do processo.

Em relação a temperatura, Teixeira (2006) cita que a velocidade do processo de nitrificação é diretamente proporcional a esse parâmetro. A medida que a temperatura desce, a velocidade de nitrificação também diminui. Fontenot (2007) observou o processo de nitrificação ocorrendo com boa eficiência entre 22° e 37°C. Valores superiores a 45°C afetam negativamente a atividade dos microrganismos.

Tratando-se de um processo aeróbico, é muito importante a atenção quanto ao oxigênio presente no reator. Para Furlan *et al.* (1997) é importante que os níveis de oxigênio dissolvidos estejam acima de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, para obter-se a máxima taxa de nitrificação. Níveis elevados de amônia na forma livre podem levar a inibição das ações dos microrganismos. Ferreira (2000) acredita que taxas ótimas de nitrificação são obtidas desde que tenham bactérias nitrificantes bem adaptadas e níveis de oxigênio na ordem de 4,0 mg.L<sup>-1</sup>.

A nitrificação por se tratar de uma série de reações interdependentes, é importante que certas relações de C/N estejam disponíveis. Dessa forma as etapas de oxidação a nitrito e nitrato são otimizadas, ou seja, obtendo melhor eficiência no tratamento. A melhor relação encontrada por Mees (2012) para eficiência na remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, foi de um tempo de ciclo TC de 16 h e taxa de C/N 6 e 9. Mees (2011) identificou ótima remoção de nitrogênio amoniacal, ajustando a relação C/N em 3,3 e 6,2 ainda na fase aeróbia, com porcentagens de 96,5 e 96,9%.

De acordo com a análise estatística realizada por Zenatti (2009) em efluente de abatedouro de peixes, o tempo de ciclo é o fator que influenciou significativamente na eficiência de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  em  $\text{N-NO}_3^-$ . Dallago (2012) identificou o tempo de ciclo como fator mais interferente na oxidação da amônia, sendo a eficiência próxima de 87% e 92% para um tempo de ciclo entre 16 e 20 h, num efluente de concentrações de amônia entre 80 e 100  $\text{mg.L}^{-1}$ .

## 2.6 TRATAMENTO POR REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL

O reator operado em bateladas sequenciais é uma alternativa no sistema de tratamento biológico e tem funcionamento muito semelhante ao de lodos ativados. A diferença é que o RBS favorece os processos biológicos em um mesmo tanque, diminuindo o tamanho do sistema de tratamento.

De acordo com US. EPA (1999), o tratamento de efluentes utilizando RBS tem chamado atenção pelo seu custo de operação em relação a outros sistemas, como por exemplo, o lodo ativado, além de que a taxa de remoção para o reator para remoção de nutrientes pode chegar a 90%.

Os processos biológico de nitrificação e desnitrificação podem acontecer em conjunto utilizando um reator operado em bateladas sequenciais, através de ciclos de tempos intermitentes e sequenciais de aeração e não aeração, promovendo a remoção de nitrogênio (LI; IRVIN, 2007).

Outro fator que contribui para o sucesso deste tipo de tratamento é a questão do RBS ser eficaz tanto para remoção de matéria orgânica e nutriente em efluentes de baixas concentrações até de efluentes supercarregados. Porém é importante que a duração de cada ciclo e os intervalos sejam muito bem determinados antes mesmo da operação, de modo a aperfeiçoar a remoção de nutrientes (OBAJA *et al*, 2005).

Em um reator operado em tempos de ciclo de 8 h, Li e Irvin (2007) atingiram uma remoção média de 96%, tanto de matéria orgânica como nitrogênio total. Da mesma forma, Obaja *et al* (2005) atingiu índices semelhantes para tratamento de efluente de pocilga.

Esse tipo de sistema de crescimento em suspensão, geralmente é constituído por uma sequência de etapas definidas como: Enchimento, reação, sedimentação e descarte do sobrenadante. Para o tratamento dos vários tipos de efluente, o reator pode ser ajustado para operar em diferentes volumes e duração das reações, e optando pela adoção ou não da aeração (WEF, 2005), como pode ser observado na Figura 2.

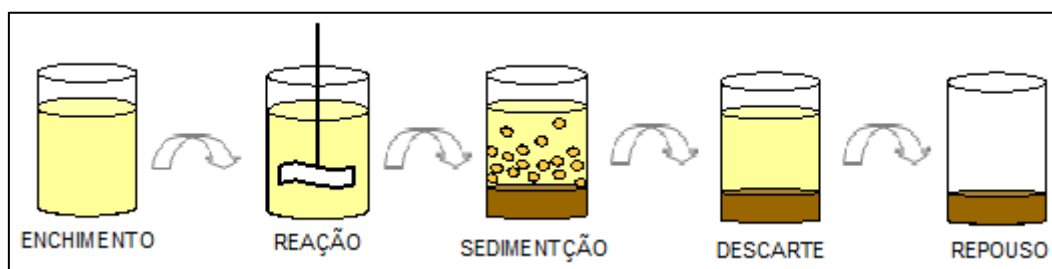


Figura 2 – Etapas de operação de um reator operado em bateladas sequenciais.

Dallago (2012) concluiu que os resultados encontrados foram satisfatórios e que este tipo de sistema é eficiente para o tratamento de efluentes de abatedouros de aves. Para tempos de ciclo variando de 12, 16 e 20 horas e concentrações iniciais de 80, 100 e 120 mg.L<sup>-1</sup>, a remoção encontrada para os ciclos mais curtos foi de aproximadamente 50%. Resultados mais expressivos na remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram observados nos ciclos de 16 e 20 horas, em concentrações de 80 e 100 mg.L<sup>-1</sup>, 87 e 92% foram removidos, respectivamente.

Estudo conduzido por Mees (2011) demonstrou remoções significativas de nitrogênio inorgânico e matéria orgânica. Sustentado por análises estatísticas para 20 ensaios, a remoção de nitrogênio inorgânico atingiu taxa média de 84,32±1,59% e para material orgânico 53,65±8,48% para o ciclo completo (nitrificação-desnitrificação).

### 2.6.1 Microfauna em reatores em batelada sequencial

O tratamento biológico é constituído por uma gama muito grande de microrganismos. Von Sperling (1996) entende que os mais comuns nesse tipo



de tratamento são as bactérias. O autor destaca a importância delas pelo fato de além de depurarem a matéria orgânica, esses organismos podem se aglomerar em unidades maiores, formando os flocos. As bactérias tem o papel principal nas reações de oxidação e a microfauna na clarificação do efluente (CUTOLO; ROCHA, 2000).

A importância da microfauna diversificada e mantida em suspensão é destacada pelo simples fato de ela realizar o princípio do processo, que é a oxidação dos compostos orgânicos e inorgânicos. A eficiência também é dependente, dentre outros fatores, da composição dos flocos e capacidade de floculação da biomassa ativa (BENTO *et al*, 2002).

A formação dos flocos em processamento de lodo ativado, são decorrentes das atividades da seguinte população microbiana: Bactérias; fungos; protozoários e micrometazoários (CUTOLO; ROCHA, 2000).

Os organismos presentes no lodo também são da mesma forma, encontrados nos ecossistemas aquáticos naturais. São predominantes no tratamento biológico as bactérias e protozoários ciliados, que devidas às condições do reator, como por exemplo, características da matéria orgânica, oxigênio dissolvido, agitação e interações com a microfauna, fazem com que esses microrganismos se estabeleçam no biorreator (ALMEIDA, 2003).

Os protozoários tem sua atividade similar aos das bactérias, no entanto sua presença no tratamento é fundamental para remoção dos compostos orgânicos e clarificação do efluente. De acordo com Villen (2001), esses microrganismos se alimentam das bactérias remanescentes e de partículas de sólidos que não sedimentaram.

Outro fator que favorece a certificação da presença dos protozoários é de que correlação desse microrganismo nas etapas biológicas no tratamento de efluentes e fatores físico-químicos podem indicar as condições operacionais do sistema (ALMEIDA, 2003).

Características como saprobicidade, idade do lodo e demais condições do sistema, podem ser interpretadas/reveladas pela densidade, diversidade e especificidade da microfauna presente no sistema de lodo ativado. Isso ocorre porque a comunidade microbiana é extremamente sensível as alterações no processo e respondem as condições biológicas, físico-químicas e ambientais (BENTO *et al*, 2002).

A atividade microbiana é muito dinâmica, portanto Cutolo e Rocha (2000) destacam a importância de se analisar a eficiência do tratamento correlacionando a microfauna com as condições de operação do reator. A composição da microfauna presente no reator biológico está diretamente relacionada à qualidade do efluente e das condições operacionais, portanto é possível estabelecer uma relação da presença de microrganismos com a característica do processo, conforme está resumido na Tabela 1.

**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 micróstoma</i>	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo

Fonte: Adaptado Vazollér et al. (1989).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁGUA RESIDUÁRIA

A água residuária utilizada foi 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 4200m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de efluente.

As amostras de águas residuárias, que foram submetidas ao tratamento aeróbio no reator RBS, foram coletadas na planta de tratamento secundário da indústria, após etapa anaeróbia, ou seja, utilizou-se uma água residuária previamente amonificada. As amostras foram coletadas de acordo com as recomendações da ABNT (NBR 9898/1987) e, armazenadas a cerca de 5°C negativos para preservação até o momento de sua utilização no reator.

Na tabela 2 apresenta-se a caracterização físico-química da água residuária, pré-tratado anaerobiamente, de abatedouro e frigorífico de suínos.

**Tabela 2 - Caracterização físico-química da água residuária utilizada, pré-tratada anaerobiamente**

<b>Parâmetros (unidade)</b>	<b>TC 48h Conc média</b>	<b>TC 24h Conc média</b>	<b>TC 12h Conc média</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	306,19	250,45	271,569
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	227,14	273,43	396,4
Nitrito NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	2	31	31
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	1	9	9
Nitrato NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	32	41,5	41,5
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	7	9,5	9,5
Temperatura (°C)	24,49	21,04	21,13
pH	7,2	7,27	7,22
STD (mg.L <sup>-1</sup> )	2021	1875	2043
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	<1,0	<1,0	<1,0
Salinidade (%)	2,17	2,14	2,15
CE (µS.cm <sup>-1</sup> )	4047	3855	3762

### 3.2 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL E CONDIÇÕES OPERACIONAIS

A pesquisa foi desenvolvida em escala de bancada no Laboratório Biotecnologia e Saneamento Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, câmpus Medianeira. O reator em bateladas sequenciais foi confeccionado em polietileno, de formato cilíndrico, com volume de trabalho de 4L.

O sistema de aeração, fase de nitrificação, constituiu-se de um aerador (marca Big-Air, modelo A-320) com vazão de  $3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ , para um volume de efluente de 4L, que corresponde a uma vazão de ar de  $0,75 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  por litro de água residuária. Para as bateladas posteriores manteve-se como inóculo um volume de 25% (1L) de lodo/biomassa retida no reator, após a etapa de descarte.

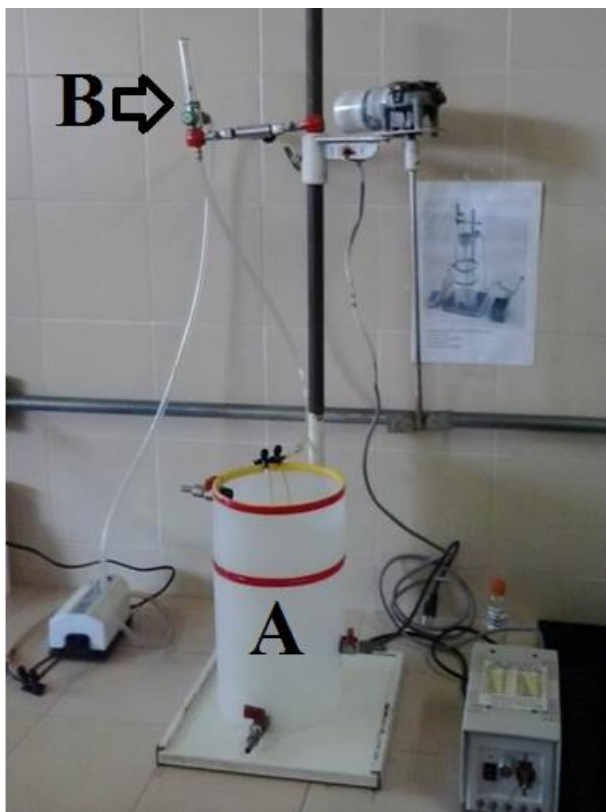
O reator, apresentado na Figura 3, foi operado de acordo com as seguintes fases:

**Enchimento (alimentação):** O efluente (4L) era adicionado ao reator (indicado com a letra **A** na imagem) instantaneamente, preenchendo o volume total (5L). Esse procedimento foi realizado com o reator totalmente desligado.

**Aeração:** Após coletar o efluente misturado a biomassa que estava presente anteriormente, o reator era oxigenado a uma vazão de  $3 \text{ L}\cdot\text{m}^{-1}$ , um motor bombeava para o fluxômetro indicado na figura com a letra **B**. Esse ar era injetado na massa líquida através de um duto com terminação em duas pedras porosas. Essa aeração permanecia até completar os tempos de ciclo (TC) que foram de 48 horas, 24 horas e 12 horas na etapa de nitrificação.

**Sedimentação:** Depois de completo o ciclo, o equipamento de aeração era desligado e durante 15 minutos o efluente ficava em repouso para o processo de sedimentação.

Descarte: Após os 15 minutos de sedimentação e posterior coleta da amostra para análise, eram descartados os 4 L de forma lenta por sucção, dessa forma a biomassa depositada no fundo não era retirada do processo.



**Figura 3 - Reator utilizado no experimento de bancada. (A): Reator; (B): Fluxômetro de controle de vazão de ar.**

Fonte: Aatoria Própria, 2016

### 3.3 PARÂMETROS ANALÍTICOS

Durante a nitrificação o monitoramento foi efetuado com objetivo de verificar a eficiência da remoção do N-amoniaco e demanda química de oxigênio (DQO), durante 10 ciclos para cada tempo de ciclo avaliado, testando os TCs de 48 horas, 24 horas e 12 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 foram analisados: DQO, nitrato, nitrito e,

monitorados o pH, a concentração de oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a alcalinidade, a salinidade, a temperatura e a concentração de sólidos dissolvidos totais. Os parâmetros analíticos foram determinados de acordo com as metodologias descritas pela APHA, AWWA, WEF (2012) e com auxílio de uma sonda portátil da marca Hanna Instruments, conforme a Tabela 3.

**Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos a serem avaliados e monitorados**

<b>PARÂMETRO</b>	<b>UNIDADES</b>	<b>MÉTODO (APHA <i>et al.</i>, 2012)</b>
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	4500-NH <sub>3</sub> F - Colorimétrico
Nitrito	mg.L <sup>-1</sup>	Kit HACH - Colorimétrico
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	Kit HACH - Colorimétrico
Demanda Química de Oxigênio	mg.L <sup>-1</sup>	5220 D - Colorimétrico
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	2540 E - Gravimétrico
pH	-	4500-H <sup>+</sup> - Potenciométrico
Condutividade elétrica	µS.cm <sup>-1</sup>	
Oxigênio dissolvido	mg.L <sup>-1</sup>	Sonda multiparâmetros
Temperatura	°C	<i>Hanna Instruments</i>
Salinidade	PSU	

### 3.3.1 OBSERVAÇÃO DA MICROFAUNA

Em paralelo a avaliação físico-química realizou-se a observação, através de análises qualitativas, da microfauna presente no lodo do RBS. Para observação qualitativa da microfauna utilizou-se um microscópio Olympus BX51, lâminas, lamínulas e conta-gotas. As amostras foram coletadas do lodo, passado o tempo de decantação e após 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 propostos para nitrificação, ou seja, 48h, 24h e 12h. 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.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O reator em bateladas sequenciais (RBS) foi operado com diferentes tempos de ciclos de 48, 24 e 12 horas. O Tempo de ciclo em um reator em bateladas sequenciais não é o mesmo que tempo de detenção hidráulico (ARTAN; ORHON, 2005). 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 e Orhon (2005):

$$TDH = (1 + V_0/VF).TC \quad (\text{Eq. 4})$$

Sendo:  $V_0$ : volume de biomassa mantida no reator;

$V_f$ : volume de enchimento;

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

Os tempos de detenção hidráulicos correspondentes foram de 64, 32 e 16 horas.

### 4.1 AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO NOS DIFERENTES TEMPOS DE CICLOS

Foram encontrados diferentes remoções para os tempos de ciclo analisados no experimento. Para os ensaios com tempo de ciclo de 48 horas o reator operado em bateladas sequenciais apresentou uma eficiência média de 62,5% ( $\pm 0,05$ ) de remoção de nitrogênio amoniacal, como apresentado na Tabela 4.

**Tabela 4 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 48 horas.**

Ciclos/ ensaios	TC (horas)	Remoção N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)
1	48	71%
2	48	61%
3	48	57%
4	48	60%
5	48	60%
6	48	60%
7	48	60%
8	48	70%
9	48	57%
10	48	69%

Nos ensaios para remoção de nitrogênio amoniacal do efluente de abatedouro e frigorífico de suínos com tempo de ciclo de 24 horas, apresentou eficiência de remoção de 66,9% ( $\pm 0,07$ ), como apresentado na Tabela 5.

**Tabela 5 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 24 horas**

Ciclos/ ensaios	TC (horas)	Remoção N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)
1	24	71%
2	24	64%
3	24	62%
4	24	82%
5	24	68%
6	24	63%
7	24	71%
8	24	62%
9	24	57%
10	24	69%

Na tabela 6 são apresentados os resultados da remoção de nitrogênio amoniacal para o tempo de ciclo de 12 horas, onde a média alcançada foi de 61% ( $\pm 0,08$ ).



**Tabela 6 - Percentuais de remoção de Nitrogênio amoniacal, durante os 10 ciclos com TC de 12 horas**

Ciclos/ ensaios	TC (horas)	Remoção N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)
1	12	69%
2	12	52%
3	12	66%
4	12	52%
5	12	64%
6	12	60%
7	12	52%
8	12	54%
9	12	69%
10	12	72%

Os tempos de ciclo analisados apresentaram médias de remoção muito próximas, sendo os ensaios com TC de 24 os que apresentaram melhor eficiência. Da mesma forma Dallago (2009) utilizando um reator de tamanhos similares, com volume de trabalho 3,5L e 0,7L de inóculo, obteve remoções de 94,28% para o mesmo tempo de ciclo. No entanto os trabalhos realizados pela autora eram para concentrações de nitrogênio amoniacal quase 4 vezes menores. De acordo com Andrade (2010) quanto menor a concentração de nitrogênio amoniacal colocada à disposição dos microrganismos, mais rápidos eles podem convertê-la em nitrato.

Operando um reator para tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos, Lazzereis (2016) alcançou para os tempos de ciclo 48, 24 e 12 horas, respectivamente 63,6, 55,4 e 56,3% de remoção de nitrogênio amoniacal. Comparando com a remoção de 62,5% obtida com a presente pesquisa, com tempo de ciclo de 48 horas, a média entre as remoções foram muito próximas. No entanto, para os tempos de ciclos de 24 e 12h melhores taxas de remoção foram alcançadas, 66,9 e 61%, respectivamente.

Dallago (2012), conduzindo um estudo de nitrificação de efluente de abatedouro de aves, encontrou maiores porcentagens de oxidação à medida que os tempos de ciclo eram aumentados e as concentrações de nitrogênio

amoniacoal eram menores. Isso não foi verificado neste estudo, uma vez que o efluente utilizado tinha constantes concentrações de nitrogênio amoniacoal, mas o tempo de ciclo mais longo não foi o de maior remoção. Porém, para qualquer concentração testada (80, 100 e 120 mg.L<sup>-1</sup>) de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no tempo de ciclo de 12 horas a autora obteve uma média próxima a 50% de eficiência de oxidação, valores menores do que encontrados neste estudo. Já para tempos de ciclo de 16 e 20 horas as eficiências ficaram entre 60 e 70%.

Algumas considerações podem ser feitas em relação as condições da concentração inicial de sólidos suspensos voláteis na massa líquida do reator – MLSSV. Neste experimento iniciou-se com valores dentro do intervalo 2000 a 4000mg.L<sup>-1</sup>, recomendados pela U.S.EPA (1999) para reatores similares. Na tabela 6 apresenta-se estes valores iniciais de MLSSV para os tempos de ciclo testados de 48, 24 e 12 horas.

**Tabela 7 - Concentrações de sólidos suspensos voláteis na massa líquida**

[MLSSV] 48 Horas	[MLSSV] 24 Horas	[MLSSV] 12 Horas
6000mg.L <sup>-1</sup>	2766mg.L <sup>-1</sup>	2348,5mg.L <sup>-1</sup>

Além da concentração de nitrogênio amoniacoal é muito importante considerar a concentração de sólidos suspensos voláteis presente na massa líquida para avaliação da eficiência. Limberger (2015) utilizando um reator de mesmo volume conseguiu remoções de 75,56 até 85,16% num tempo de ciclo de 14,25 horas para etapa aeróbia (nitrificação). Isso pode ser reflexo dos valores de concentração de MLSSV elevados, contabilizando 3288,85mg.L<sup>-1</sup>, enquanto no reator em estudo os valores eram de 2348,5mg.L<sup>-1</sup> no TC de 12 horas e 2766,5mg.L<sup>-1</sup> no TC de 24 horas.

Considerando as informações da concentração de sólidos suspensos voláteis presente na massa líquida do reator, se esperava que o ciclo de 48 horas tivesse maior remoção, no entanto não foi exatamente o que aconteceu. Isso pode ser devido ao fato de que parte desses sólidos na massa líquida,

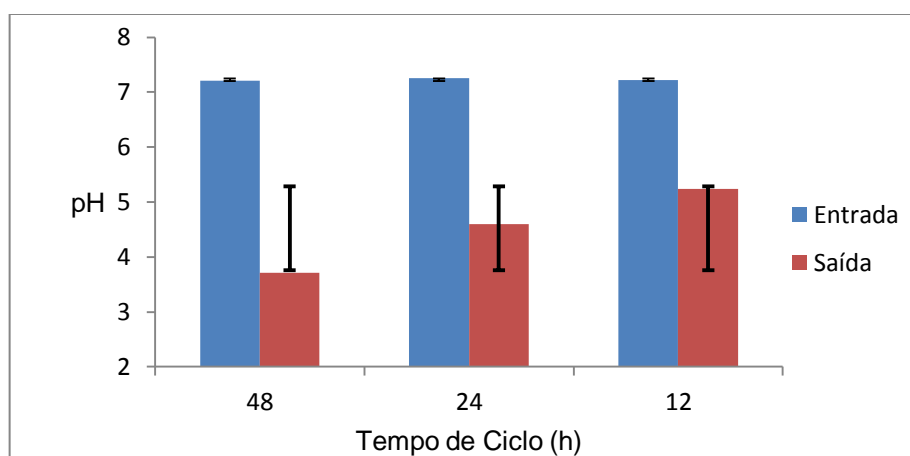
provenientes do inóculo inicial, era matéria morta que não influenciava no processo de remoção, e que conseqüentemente foi sendo eliminada nas trocas do efluente.

#### 4.2 COMPORTAMENTO DOS PARÂMETROS MONITORADOS NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO

No decorrer da operação do RBS para fase de nitrificação foram monitorados uma série de parâmetros como pH, temperatura, alcalinidade, oxigênio dissolvido, condutividade (CE) e salinidade, devido suas condições influenciarem no processo e servirem de indicadores.

##### 4.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Como é característico nos processos de nitrificação, devido ao processo de oxidação do nitrogênio amoniacal, em todos os TC foi observado decréscimo no pH. Na Figura 4 é possível observar no gráfico a queda nos valores médios do pH. Os valores variaram na entrada de 6,95 a 7,63 e na saída de 3,16 a 6,38.



**Figura 4 - Gráfico dos valores médios do pH na entrada e saída do efluente em relação ao tempo de ciclo**

Em estudo utilizando RBS para tratamento de efluentes, Limberger (2011) observou em seus testes variações no pH de 6,78 e 6,82 durante o processo de nitrificação. Os valores ótimos para o processo de nitrificação estão entre 6,5 e 8,0 (WEF, 2005).

#### 4.2.2 Temperatura

A temperatura não foi um parâmetro controlado, apenas utilizado no monitoramento do reator no tratamento biológico. O processo foi conduzido numa temperatura média de 25,95°, 25° e 24,5° C para os tempos de ciclo 48, 24 e 12 horas, respectivamente.

A reação de nitrificação acontece em numa larga faixa de temperatura, sendo ela de 4° a 45°C, portanto o intervalo ótimo para o processo está entre 28° e 36°C (FERREIRA, 2000; HENZE et al., 2001).

Fontenot (2007) operando um reator em diferentes condições de temperatura identificou boa performance nas temperaturas de 22°, 28° e 37°C. O autor atingiu melhores índices de remoção, 89%, com as temperaturas mais elevadas. Porém ao elevar a temperatura de 45°C, o processo de remoção de nitrogênio e matéria orgânica caiu significativamente. Segundo o autor, não há necessidade de aumento de temperatura no tratamento biológico por RBS.

#### 4.2.3 Oxigênio dissolvido

Ao experimento foi fixado vazão de ar igual a 3 L min<sup>-1</sup> mantendo o efluente a uma concentração de oxigênio 6,8mg.L<sup>-1</sup> para os 3 tempos de ciclos (48, 24 e 12h). Segundo WEF *et al*, (2005), valores acima de 2,0 mg.L<sup>-1</sup> são geralmente aceitos na prática, não interferindo nas reações nitrificantes.

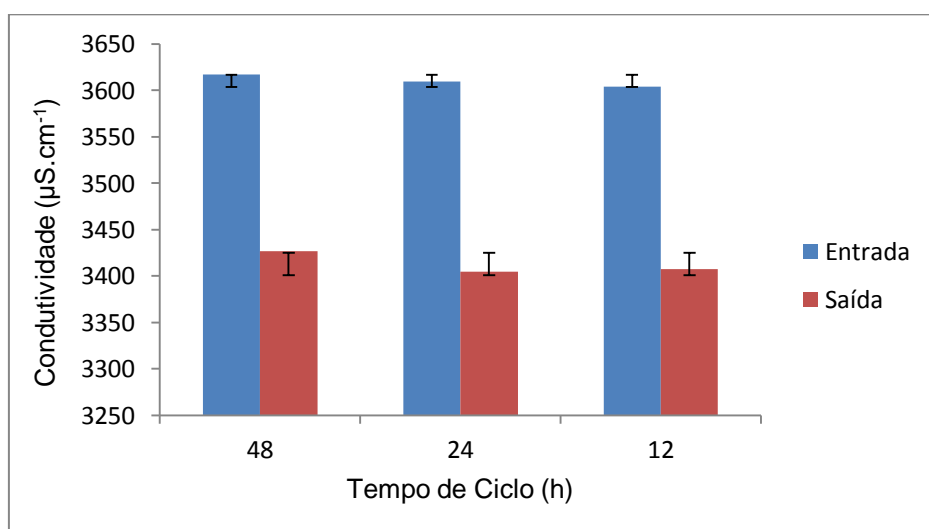
Zenatti (2009), em estudo conduzido para nitrificação de efluente de abatedouro de Tilápia, encontrou valores semelhantes, mas superiores de remoção de nitrogênio no mesmo tempo de ciclo de 12 horas para a vazão de ar 3 L.min<sup>-1</sup>, obtendo média de 66,8%. Para maiores vazões 6L.min<sup>-1</sup> a autora identificou significativa influência desse parâmetro, conseguindo remover em média 81,9% no mesmo tempo de ciclo.

Vale considerar que a vazão de ar é relativa ao tamanho do reator. Utilizando o reator de volume útil 4L a uma vazão de 3 L.min<sup>-1</sup>, tem-se 0,75 L.min<sup>-1</sup> de ar para cada litro de efluente. No caso de Zenatti (2009) nas mesmas condições de aeração, 3 L.min<sup>-1</sup>, como o reator era de menor tamanho com volume útil de 2,5L, para cada litro tem-se 1,2 L.min<sup>-1</sup> de ar.

Identificando diminuição no processo de nitrificação, com valores de concentração de oxigênio aumentados de 6,5 para 8,5 mg.L<sup>-1</sup>, Andrade (2010) observou que maiores vazões de ar geram turbulência no reator e desligam o microrganismo do meio suporte prejudicando a eficiência da atividade microbiana.

#### 4.2.4 Condutividade Elétrica

O comportamento da condutividade elétrica foi semelhante durante todos os ensaios, observando diminuição desse parâmetro a medida que ocorre a remoção de nitrogênio amoniacal. A Figura 5 apresenta o gráfico da variação das médias de entrada e saída para cada tempo de ciclo do processo de nitrificação.



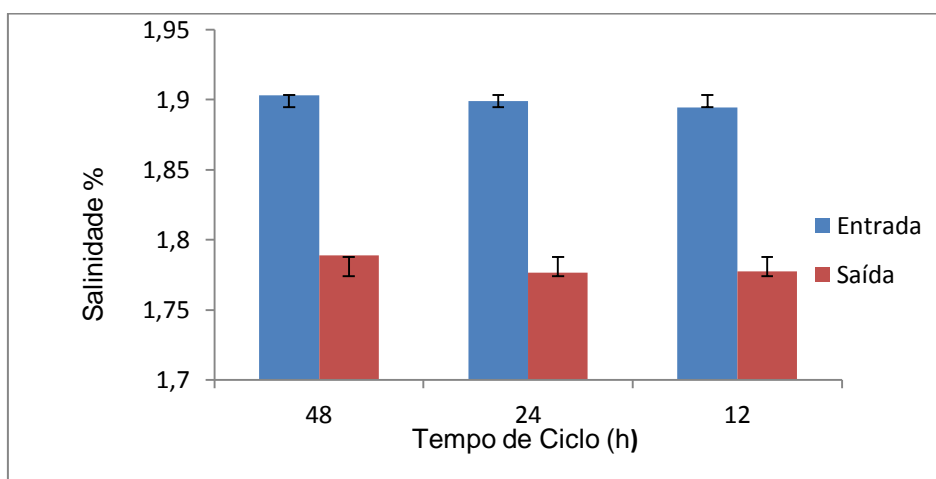
**Figura 5 - Gráfico das médias da condutividade do efluente de entrada e saída nos TCs (48, 24 e 12 horas)**

O fato de diminuir os valores de condutividade durante o processo de nitrificação se dá pela oxidação da amônia ( $\text{NH}_3$ ) ou íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a íon nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e então a íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Essas reduções das formas de nitrogênio e alterações no número de íons afetam na condutividade elétrica diminuindo a condutividade da água tratada (METCALF; EDDY, 2014).

A diferença média nos tempos de ciclo de 48, 24 e 12 horas foram respectivamente,  $190,5\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ,  $204,7\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e  $196,4\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Dessa forma é possível concordar com os dados encontrados neste experimento. As maiores diferenças médias de remoção acontecem no mesmo tempo de ciclo em que a maior diferença na condutividade foi observada, no TC de 24 horas, confirmando melhor taxa de nitrificação. Mees (2010) também observou decréscimo na condutividade elétrica em todos os ciclos durante a fase de nitrificação em reator operado em batelada sequencial para tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico de aves.

#### 4.2.5 Salinidade

Na figura 5 está apresentado o gráfico dos valores médios da salinidade nas amostras coletadas nos TCs (48, 24 e 12 horas).



**Figura 6 - Gráfico das médias de entrada e saída da salinidade do efluente nos TCs (48, 24 e 12 horas)**

Em todos os TCs houve diminuição da salinidade durante o processo nitrificante. O valor médio de salinidade do efluente na entrada foi de 1,88% ( $\pm 0,13$ ) e na saída do reator, ao final da nitrificação 1,65% ( $\pm 0,14$ ).

Mais uma vez o tempo de 24 horas se mostrou melhor nas análises. Foi esse o TC em que houve maior diminuição da salinidade, 0,122%. Os outros ciclos tiveram variação de 0,117 e 0,114%, para os tempos de 12 e 48 horas respectivamente.

Dependendo da quantidade da concentração de sais no efluente, esse fator pode funcionar como estímulo ou toxicidade da biomassa (COSTA, 2014). Segundo Rene *et al.* (2007) valores superiores a 2% reduzem a atividade microbiana afetando a diminuído a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal.

O sal é utilizado em vários processos na indústria. No setor alimentício é adicionado para conferir sabor ao alimento e melhorar as condições de preservação do alimento. Segundo Costa (2014) analisando os efeitos da salinidade na fase de nitrificação de efluente, constatou que a presença desses sais pode reduzir o metabolismo celular das bactérias nitrificantes e conseqüentemente a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal.

#### 4.3 AVALIAÇÃO DA MICROFAUNA PRESENTE NO REATOR DURANTE OS TEMPOS DE CICLO AVALIADOS

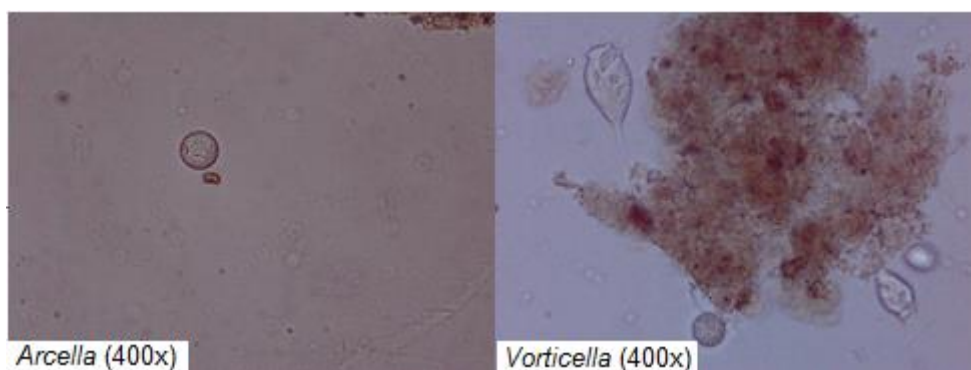
A avaliação da microfauna foi feita em todos os ciclos, mas as amostras foram coletadas de forma aleatória no RBS. No primeiro tempo de ciclo, que foi o de 48 horas, foi coletada uma amostra do lodo já no primeiro ensaio, para identificar a presença dos microrganismos que estavam começando o processo.

A análise qualitativa feita no microscópio (*Olympus BX51*) resultou na identificação de uma série de microrganismos, apresentados na tabela 8.

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

GRANDES GRUPOS	GÊNEROS E ESPÉCIES OBSERVADOS
<b>Protozoários</b>	<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>
<b>Rotíferos</b>	<i>Epiphanes sp.</i> , <i>Philodina sp.</i> , <i>Rotaria sp.</i>

Nas análises microscópicas foi observada a presença de alguns microrganismos em todos os tempo de ciclos, como por exemplo a *Arcella* e a *Vorticella*, como apresentado na Figura 7. Esses protozoários são característicos em lodos ativados e são de grande importância no tratamento biológico por indicarem boas condições de operação.



**Figura 7 - Microrganismos observados no lodo do reator biológico em todos os ciclos**

As *Arcellas* são indicadoras de condições de nitrificação, isso explica o motivo de ter aparecido com frequência nos ensaios. Esses microrganismos são característicos em efluentes com pouca matéria orgânica e altas concentrações de oxigênio (MARTINS, 2002).

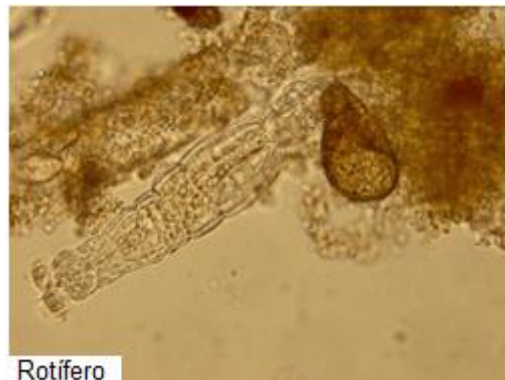


No tratamento de esgoto, Bento *et al.* (2005) associou as altas taxas de remoção de nitrogênio amoniacal, 96%, a presença de *Arcella*, *Euglypha* sp e *Aspidisca* sp no lodo ativado.

Para presença da *Vorticella* também foi considerada a boa condição do reator já que esse tipo de protozoário é sensível a instabilidades no reator e as condições de oxigênio dissolvido (HOFFMANN, 2007).

Para o TC de 48 horas, constatou-se imobilidade de vários microrganismos na amostra do lodo, que possivelmente era parte da microfauna morta ou matéria orgânica em decomposição. Isso pode explicar o motivo de como mesmo em concentrações altas de sólidos suspensos voláteis na massa líquida, esse ciclo não ter apresentado boas taxas de remoção de nitrogênio amoniacal.

Os rotíferos, apresentados na Figura 8, são animais que se alimentam das bactérias e protozoários e tem maior complexidade biológica tornando sua presença no lodo mais restritiva.



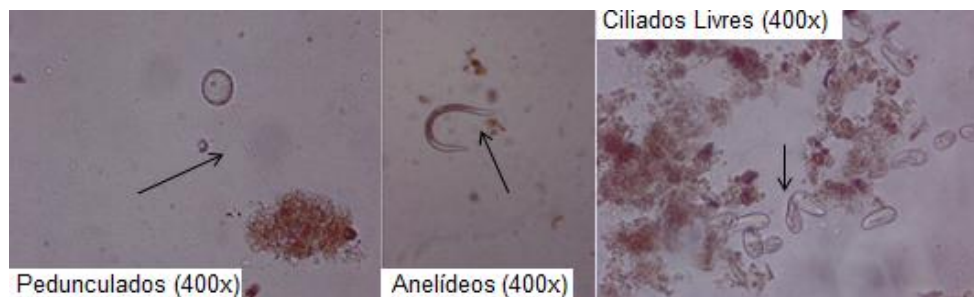
Rotífero

**Figura 8 - Microrganismos encontrados no tempo de ciclo 48 horas**

Segundo Martins *et al.* (2002), esses microrganismos aparecem usualmente em tanques de aeração prolongadas devido a sua reprodução mais lenta. Essas peculiaridades dos rotíferos explicam o motivo deles aparecerem nos TC mais longos, de 48 e 24h.

No tempo de ciclo de 24 horas, foi identificada uma maior variedade de microrganismos no lodo do reator. A Figura 9 apresenta alguns microrganismos

presentes no lodo do reator biológico, durante o tempo de ciclo de 24 horas, como por exemplo, pedunculados, anelídeos e ciliados livres



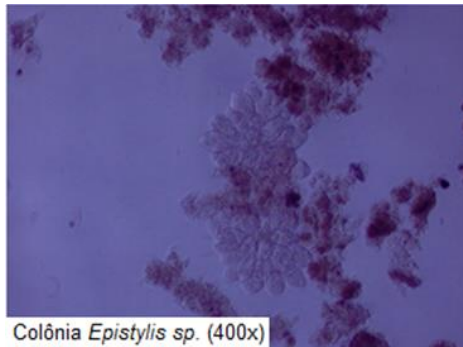
**Figura 9 - Microrganismos encontrados no tempo de ciclo de 24 horas**

A presença de pedunculados está relacionada às boas condições do ambiente no efluente e o tamanho do pedúnculo é diretamente proporcional a eficiência do tratamento (WOLFF et al.,2001).

O aparecimento de anelídeos no TC de 24 horas, pode ser explicado por Vazollér et al. (1989). Segundo o autor, esse tipo microfauna em predominância representa excesso de oxigênio dissolvido. Como não foi predominante no reator, apenas notou-se a presença em algumas bateladas, pode-se considerar apenas que as condições de aeração e oxigênio dissolvido eram favoráveis.

A presença de ciliados livres no tratamento biológico por uso de lodo ativado também é muito comum. São eles os responsáveis pela predação das bactérias livres que entram continuamente no sistema, melhorando a qualidade do efluente. Segundo Martins *et al.* (2002), os ciliados livres predominam nos tanques de aeração, e assim que a flocculação aumenta são substituídos gradualmente pelos sésseis.

Apresentam-se na Figura 10 os microrganismos encontrados no tempo de ciclo de 12 horas. Se destacaram colônias de *Epistylis sp.*, além dos já citados anteriormente, *Vorticella* e *Arcella*.



Colônia *Epistylis sp.* (400x)

**Figura 10 - Microrganismos encontrados no reator durante o tempo de ciclo de 12 horas**

O aparecimento desses microrganismos nas formas de colônia favoreceu o processo de nitrificação. A grande quantidade desses microrganismos aumenta a velocidade dos processos biológicos, o que explica a boa remoção no tempo de ciclo de 12 horas. As colônias de *Epistylis sp* são boas indicadoras do processo de nitrificação, e também estão relacionadas as boas condições de oxigenação do meio (CETESB, 1997).

Boas taxas de remoção de nitrogênio amoniacal em tempos de ciclo mais curtos favorecem o uso desse tipo de tecnologia. Os custos de operação são reduzidos em tempos de ciclos mais curtos, uma vez que esse fator está relacionado a vazão de efluente tratado.

De acordo com Bento *et al.* (2002), os sistemas de tratamento biológico apresentam muitas peculiaridades quanto a operação, características do efluente e do ambiente, por isso cabe ao técnico capacitado o reconhecimento e entendimento das relações específicas e intraespecíficas microfauna.

Sendo assim o conhecimento da microfauna é muito útil para o monitoramento do RBS, servindo de indicador para operação podendo ser correlacionado com a eficiência do sistema.

## 5 CONCLUSÃO

De acordo com a pesquisa realizada foi constatado:

- ✓ O reator se mostrou eficiente para remoção de nitrogênio amoniacal de efluente pré tratado anaerobicamente, de um abatedouro e frigorífico de suínos.
- ✓ O Tempo de Ciclo apresentou influência na remoção de nitrogênio amoniacal do efluente. O melhor tempo de ciclo identificado foi o de 24 horas, com 66,9% de remoção.
- ✓ Foi possível observar que durante o processo os parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e salinidade mantiveram o comportamento esperado.
- ✓ Através da visualização microscópica qualitativa da microfauna, pode se relacionar a presença de microrganismos as condições do tratamento.

## REFERÊNCIAS

- ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual de atividades**. p.102-109. São Paulo – SP, 2015.
- ALMEIDA, P.R.M.; MATOS, Z.M.R. **Atuação dos protozoários no tratamento biológico de esgoto doméstico na ETE de Feira de Santana-Bahia**. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC. 2003.
- ANDRADE, L. et al. **Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.30, n.1, p.160-167, jan./fev. 2010.
- ANTHONISEN, C.A. *et al.* **Inhibition of Nitrification by Ammonia And Nitrous Acid**. *Journal WPCF, Usa*, n. 48, p.835-852, 1976.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIROMENT FEDERATION – WEF, **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington, DC: APHA, 2012.
- ARTAN, N; ORHON, D. Scientific and Technical Report series: Mechanism and Design of Batch Reactors for Nutrient Removal. **Scientificand Technical Report** nº. 19. IWA Publishing, 100p. 2005.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas . **NBR 9898. 1987. Águas e Efluentes Líquidos - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. 22 p. Rio de Janeiro.
- BENTO, A.P. *et al.* **Comparação entre modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistemas de lodos ativados, baseados em parâmetros biológicos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória, ES. 2002.
- BENTO, A.P *et al.* **Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: Um instrumento de avaliação e controle do processo**. Artigo Técnico Vol.10 - Nº 4 - out/dez 2005, 329-338.
- 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.
- BROCH, S. P. **Operation and control of SBR processes for enhanced biological nutrient removal from wastewater**. 2007. 110 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Ambiental) – Facultat de Ciències, Universitat de Girona, Girona, 2008.

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

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia técnico ambiental de abate (Bovino e Suíno)** – Série P+L. 2006.

COSTA, A.M. **Avaliação da influência da salinidade na nitrificação biológica**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2014.

CUTOLO, S.A.; ROCHA, A.A. **Correlação entre a microfauna e as condições operacionais de um processo de lodos ativados**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

DALLAGO R. C. et al., **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. 2009

DALLAGO R. C. et al. **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. 2012.

ECKENFELDER Jr, W. W. **Industrial water pollution control**. 3. ed. McGraw-Hill, USA. 2000.

EMBRAPA. **Relatório de Atividades 2013**. Concórdia, SC. Embrapa Suínos e Aves, 22p. 2014. Disponível em:<  
[http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc\\_publicacoes/publicacao\\_2q92f0.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/publicacao_2q92f0.pdf)>  
Acesso em: 04 Dez. 2015.

EU - European Union. **World food consumption patterns – trends and drivers**. EU Agricultural Markets Briefs. N.6. Junho 2015. Disponível em: <  
[http://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices/market-briefs/pdf/06\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices/market-briefs/pdf/06_en.pdf)>  
Acesso em: 02 Dez. 2015.

FERREIRA, E. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. 2000, Porto Alegre. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

FONTENOT, Q.; BONVILLAIN, C.; KILGEN, M.; BOOPATHY, R. **Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater**. Bioresource Technology, 98, 1700-1703. 2007

FURLAN, 1997. *Et al.* 1997 . **Redução de amônia do efluente industrial da refinaria de Paulínia \_ REPLAN- por processo Microbiológico.** ABES – 1997 (I-088).

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

HOFFMANN, H. et al..**Controle Da Nitrificação E Desnitrificação Em Paralelo Via Concentração De Oxigênio Em Reator Operado Em Bateladas Seqüenciais (Rbs) Em Escala Real Para Tratamento De Esgotos Sanitários.** Apresentado no 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

LAZZEREIS, S. A.F. **Influência do tempo de ciclo no processo de nitrificação em reator em bateladas sequenciais e microfauna observada.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 2016.

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

LIMBERGER, C. et al. **Ph, Alkalinity and Temperature monitoring for biological nitrogen removal by sequencing batch reactor.** 2011.

LIMBERGER, C.L. et al. **Effect of cycle time and airflow in biological nitrogen removal from poultry slaughterhouse wastewater using sequencing batch reactor.** Eng. Agric., Jaboticabal, v.35, n.3, p. , mai./jun. 2015

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suínos.** Disponível em:< <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>> . Acesso: 28 Nov. 2015.

MARTINS, M.J. *et al.* **A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais.** Encontro nacional de saneamento básico; simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 10, Braga, 2002 – “Uso Sustentável da Água : actas”.[S.l.: s.n., 2002].

MEES, J.B.R. **Otimização da remoção biológica de nitrogênio de efluente de abate e industrialização de aves usando reator em bateladas sequenciais.** Cascavel, 2010. 83p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

MEES, R.B.J.;GOMES, D.S; VILAS BOAS, M.A.; GOMES, B.M.; PASSIG, F.H. **Kinetic behavior of nitrification in the post-treatment of poultry wastewater in a sequential batch reactor.** Eng. Agric., Jaboticabal, v.31, n.5, p.955-965, set./out. 2011.

MEES, R.B.J.; GOMES, D.S.; DALLAGO, C.R. **Conventional and new concepts of biological treatment processes for the nitrogen removal from wastewater.** Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia. V-01. 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and resource recover.** 5. ed., McGraw Hill, New York. 2014.

NETO, L.G.L; 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.

OBAJA, D. *et al.* **Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater.** Bioresources Technology 96. 2005.

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

RENE, E. R.; KIM, S.J. ; PARK, H.S., 2007. **Effect of COD/N ratio and salinity on the performance of sequencing bath reactors.** Bioresource Technology. doi:10.1016/j.biortech. 2007.01.037.

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

SCOLARI, D. D. G. **Produção agrícola mundial: o potencial do brasil.** Revista Da Fundação Milton Campos, n. 25. N: Visão progressista do agronegócio brasileiro. Brasília, DF: Fundação Milton Campos, 2006.

SILVA, C.A. *et al.* **Agro-Industries for development.** Publicado por CAB International e FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy. 2009. Disponível em: <[www.fao.org](http://www.fao.org)>. Acesso em: 15 Out.de 2015.

TEIXEIRA, M.R. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento.** Florianópolis, 2006.

UN News Centre. **Agriculture must change, UN agency chief tells Paris summit, urging “paradigm shift”.** 20 Fev. 2015. Disponível em: <<http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsId=50140#.V2dQXdIrLIX>> Acesso em: 02 dez. 2015.

U.S.EPA - United States Environmental Protection Agency (1999), **Wastewater technology fact sheet sequencing batch reactors.** Report number: 832/F-99/073. Washington D.C., pp. 8. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/EPA/html/Pubs/pubtitleORD.htm>>. Acesso dia 24 Out., 2008.



VAZOLLÉR, R.F. *et al.* **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: Cetesb, 1989.

VILLEN, Rafael Almudi. **Tratamento Biológico de Efluentes**. In: LIMA, U. A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. & SCHMIDELL, W.(Eds.) *Biotecnologia Industrial*.

Editora Edgard Blucher, Vol. 3, São Paulo/SP, 2001, 593p., p: 513- 546.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

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

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. **Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de retenção**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V.13 n.6, p.750-754, 2009. Campina Grande, PB. UAEA/UFCG.