

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ, *Campus* CASCAVEL**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA:**  
**RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL**

**EFEITO DA AERAÇÃO E DO TEMPO DE CICLO NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NITROGÊNIO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA AVÍCOLA**

**CARLA LIMBERGER LOPES**

**CASCAVEL – Paraná – Brasil**  
**2011**

**CARLA LIMBERGER LOPES**

**EFEITO DA AERAÇÃO E DO TEMPO DE CICLO NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NITROGÊNIO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA AVÍCOLA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientadora: Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes  
Co-Orientadora: Profa. Dra. Luciane Sene

**CASCADEL - Paraná - Brasil**

**Julho - 2011**

**Carla Limberger Lopes**

**EFEITO DA AERAÇÃO E DO TEMPO DE CICLO NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA AVÍCOLA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, para aprovação pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel/PR

Profa. Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Medianeira/PR

Prof. Dr. Divair Christ  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel/PR

Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Campo Mourão/PR

**CASCADEL - Paraná - Brasil**

**Julho – 2011**

## BIOGRAFIA

Carla Limberger Lopes, nascida em onze de junho de 1983, em São Miguel do Iguaçu - PR. Graduada em Tecnologia Ambiental – Resíduos Industriais, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, em 2006, com pós-graduação *“lato sensu”* em Planejamento e Gestão Ambiental pela Anhanguera Educacional, em 2008. Entre os anos de 2006 e 2009, atuou como analista ambiental e de laboratório na Seara Alimentos, em Sidrolândia – MS. No ano de 2009, ingressou na Pós-Graduação *Stricto Sensu* Mestrado em Engenharia Agrícola: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientada pela Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes e atualmente estuda o tema “Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro de aves utilizando manipueira como fonte de carbono, operando um reator em bateladas sequenciais”.

"Para ser grande, sê inteiro,  
nada teu exagera ou exclui.  
Sê todo em cada coisa.  
Põe quanto és no mínimo que fazes.  
Assim em cada lago a Lua toda brilha,  
porque alta vive."

(Fernando Pessoa)

## DEDICATÓRIA

**Aos meus pais, Valdino e Edite**, pelo dom da vida, pela educação recebida e pelo apoio incondicional.

**Aos meus irmãos Leila e Fausto**, pela amizade, pelo amor, pelo incentivo e pela ajuda prática na correção dos textos e na manutenção do reator.

**Ao meu esposo Jacks**, pelo amor, pela compreensão e pela companhia nas madrugadas e nos fins de semana no laboratório, auxiliando nas análises!

## AGRADECIMENTOS

À professora Simone Damasceno Gomes, pela oportunidade do aprendizado e pela delicadeza e competência com que conduziu este trabalho.

À professora Juliana Bortoli Rodrigues Mees, pela prontidão em sempre ensinar... os métodos analíticos, a metodologia do experimento, pelos artigos e materiais concedidos.

Aos alunos estagiários e aos colegas de mestrado, pela ajuda nas coletas de efluentes, nas análises, na alimentação e na troca das bateladas do reator.

Ao Edison, técnico do laboratório de saneamento, pela ajuda durante o tempo de laboratório.

Aos professores Luciane Sene, Divair Christ, Sílvia Renata Machado Coelho, Ricardo Nagamine Costanzi, Monica Saroli, Fabiana Pinto, Miguel Uribe Opazo, Márcio Villas Boas, Silvio César Sampaio, Pitágoras Augusto Piana, Lúcia Helena Pereira Nóbrega: obrigada pelos ensinamentos.

À UNIOESTE, pela ajuda com o transporte para a realização das coletas.

À Globoaves, através da Nickeli Rossi Wolf e sua equipe, pela disponibilização do efluente, obrigada pela gentileza com que nos receberam em todas as oportunidades.

A Fundação Parque Tecnológico Itaipu (FPTI), pela bolsa concedida.

Agradeço a Deus, que colocou estas pessoas no meu caminho, demonstrando estar comigo em todos os momentos, me dando força, segurança e luz para continuar.

## RESUMO

### EFEITO DA AERAÇÃO E DO TEMPO DE CICLO NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA AVÍCOLA

Esta pesquisa teve por objetivo avaliar a influência da vazão de ar (0,25, 0,50 e 0,75  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ ) e do tempo de ciclo (11,35 h, 15,15 h e 18,25 h) no desempenho de um reator em bateladas sequenciais (RBS), em promover a nitrificação e a desnitrificação de água residuária de abatedouro e frigorífico de aves. A operação contemplou as etapas de alimentação, reação aerada e anóxica, sedimentação, descarte e repouso. O RBS foi operado em escala de laboratório com volume útil de 4 L, mantendo-se 25% da biomassa no reator, como inóculo para a próxima batelada. A manipueira foi adicionada como fonte de carbono no início da fase anóxica, de modo a manter a relação C:N entre 5 e 6. Durante o processo foram monitorados os parâmetros pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e temperatura. Elaborou-se um planejamento fatorial ( $2^2$ ) com cinco repetições no ponto central para verificar a influência dos fatores na variável resposta remoção de nitrogênio inorgânico total ( $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) no processo completo (%). Os dados foram analisados com 95% de confiança e, experimentalmente, a maior remoção de nitrogênio inorgânico total (85,75%) em média foi observada quando se utilizou vazão ar de  $0,50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ , no tempo de ciclo de 15,15 h. Entretanto, não foi verificada significância estatística para o fator vazão de ar e, na continuidade do estudo, esta variável foi mantida estável em  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ , enquanto o tempo de ciclo foi gradativamente elevado até ser observada eficiência de remoção de nitrogênio constante, o que foi verificado a partir do tempo de 15,1 h com 92,78% na eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico total.

**Palavras Chaves:** Reator em Bateladas Sequenciais, Pós-Tratamento, Nitrificação, Desnitrificação, Manipueira.

## ABSTRACT

### EFFECT OF AERATION AND CYCLE TIME IN BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL OF WASTEWATER FROM POULTRY SLAUGHTERHOUSE

This study aimed to evaluate the influence of air flow ( $0.25$ ,  $0.50$  and  $0.75 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reactor}}^{-1}$ ) and cycle time ( $11.35 \text{ h}$ ,  $15.15 \text{ h}$  and  $18.25 \text{ h}$ ) in the performance of a sequencing batch reactor (SBR) to promote nitrification and denitrification of wastewater from slaughterhouse's poultry and refrigerator. The operation included the steps of feeding, aerobic and anoxic reaction, sedimentation, discharge and rest. SBR was operated on a laboratory scale with a working volume of  $4 \text{ L}$ , keeping  $25\%$  of biomass retained in the reactor as an inoculum for the next batch. The "manipueira" was added as a carbon source at the beginning of anoxic phase in order to keep the C: N ratio between  $5$  and  $6$ . During this process, parameters monitored included: pH, alkalinity, dissolved oxygen and temperature. It was developed a factorial design ( $2^2$ ) with five repetitions at the central point to check the influence of the response variable removal of total inorganic nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$ ) in the whole process (%). Data were analyzed with  $95\%$  confidence, and experimentally, a higher removal of total inorganic nitrogen ( $85.75\%$ ) on average was observed when using air flow of  $0.50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reactor}}^{-1}$  in time cycle of  $15.15 \text{ h}$ . However, there was no statistically significant factor for the air flow, and during the progress of study, this variable was kept stable at  $0.25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reactor}}^{-1}$  while the cycle time was gradually increased until efficiency in the removal of constant nitrogen could be observed, which occurred at time  $15.1 \text{ h}$  with  $92.78\%$  in removal efficiency of total inorganic nitrogen.

**Key words:** Sequencing Batch Reactor, Post-Treatment, Nitrification, Denitrification, Manipueira.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	VIII
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	IX
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	3
2.1 OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
3.1 A AGROINDÚSTRIA AVÍCOLA, CONSTITUIÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA E SISTEMAS DE TRATAMENTO .....	4
3.2 PROCESSOS CONVENCIONAIS DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	6
3.2.1 PROCESSO DE AMONIFICAÇÃO E ASSIMILAÇÃO .....	6
3.2.2 PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO .....	6
3.2.3 PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO .....	7
3.2.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A OPERAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO E DA DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO .....	8
3.2.4.1 TEMPO REACIONAL .....	8
3.2.4.2 PH E ALCANILIDADE .....	9
3.2.4.3 RELAÇÃO CARBONO:NITROGÊNIO .....	10
3.2.4.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	11
3.2.4.5 TEMPERATURA.....	12
3.2.4.6 COMPOSTOS INIBIDORES .....	12
3.3 PROCESSOS ALTERNATIVOS DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO .....	13
3.4 REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS.....	13
3.4.1 UTILIZAÇÃO DO RBS EM PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	15
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	17
4.1 ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZADAS .....	17
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO E CONDIÇÕES OPERACIONAIS.....	17
4.3 MONITORAMENTO ANALÍTICO.....	19
4.4 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO .....	20
4.4.1 PARTIDA E ACLIMATAÇÃO DO REATOR.....	20
4.4.2 PRÉ-TESTE DE DESNITRIFICAÇÃO .....	21
4.4.3 PLANEJAMENTO FATORIAL .....	21

4.4.4 ANÁLISE DE REGRESSÃO LINEAR COM RESPOSTA EM PLATÔ .....	22
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>24</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS .....	24
5.2 ACLIMATAÇÃO DO SISTEMA ÀS CONDIÇÕES OPERACIONAIS .....	25
5.3 PRÉ-TESTE DE DESNITRIFICAÇÃO .....	27
5.4 AVALIAÇÃO DOS FATORES TEMPO DE CICLO E VAZÃO DE AR UTILIZANDO O PLANEJAMENTO FATORIAL.....	28
5.4.1 MONITORAMENTO DO PH, ALCALINIDADE, TEMPERATURA, OXIGÊNIO DISSOLVIDO, SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS E RELAÇÃO CARBONO:NITROGÊNIO .....	31
5.5 AVALIAÇÃO DO FATOR TEMPO DE CICLO UTILIZANDO ANÁLISE DE REGRESSÃO DE PLATÔ .....	36
5.5.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	37
5.5.2 REMOÇÃO DE NITRITO.....	38
5.5.3 REMOÇÃO DE NITRATO.....	39
5.5.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO INORGÂNICO TOTAL.....	40
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>42</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>43</b>

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS AVALIADOS DURANTE O EXPERIMENTO E RESPECTIVOS MÉTODOS .....	20
TABELA 2 TEMPOS DE CICLO DURANTE A ACLIMATAÇÃO DO RBS .....	21
TABELA 3 TEMPO DE CICLO DURANTE O PRÉ-TESTE DA DESNITRIFICAÇÃO, DISTRIBUÍDOS NAS FASES OPERACIONAIS.....	21
TABELA 4 NÍVEIS DOS FATORES EXPERIMENTAIS UTILIZADOS NO PLANEJAMENTO FATORIAL ( $2^2$ ) ..	22
TABELA 5 MATRIZ DO PLANEJAMENTO FATORIAL ( $2^2$ ) COM OS FATORES E OS VALORES CODIFICADOS E REAIS.....	22
TABELA 6 TRATAMENTOS DA ESTATÍSTICA DE REGRESSÃO.....	22
TABELA 7 DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE CICLO NAS ETAPAS OPERACIONAIS DURANTE A ANÁLISE DE REGRESSÃO.....	23
TABELA 8 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE AVÍCOLA.....	24
TABELA 9 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MANIPUEIRA.....	25
TABELA 10 RESULTADOS DO TEMPO DE CICLO DE 7 DIAS – ACLIMATAÇÃO DA FASE AERÓBIA .....	25
TABELA 11 CONCENTRAÇÕES DE $N-NH_4^+$ , $N-NO_2^-$ E $N-NO_3^-$ ( $MG.L^{-1}$ ) NOS TC DE 72 H, 36 H, 24 H E 16 H, DURANTE AS FASES OPERACIONAIS DO RBS.....	26
TABELA 12 CONCENTRAÇÕES DE $N-NH_4^+$ , $N-NO_2^-$ E $N-NO_3^-$ ( $MG.L^{-1}$ ) NOS TC DE 15 H, 14 H E 13 H, DURANTE AS FASES OPERACIONAIS DO RBS .....	27
TABELA 13 MATRIZ DO PLANEJAMENTO FATORIAL ( $2^2$ ) COM AS VARIÁVEIS INDEPENDENTES E RESPOSTAS QUANTO À REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	28
TABELA 14 EFEITOS ESTIMADOS DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO NITROGÊNIO INORGÂNICO TOTAL	28
TABELA 16 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E RESULTADOS OBTIDOS QUANTO À EFICIÊNCIA DE NITRIFICAÇÃO, DESNITRIFICAÇÃO E PROCESSO COMPLETO DURANTE A REGRESSÃO LINEAR DE PLATÔ .....	37
TABELA 17 RESULTADOS DA ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA PREDIZER A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE $N-NH_4^+$ .....	37
TABELA 18 RESULTADOS DA ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA PREDIZER A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE $N-NO_2^-$ .....	38
TABELA 19 RESULTADOS DA ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA PREDIZER A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE $N-NO_3^-$ .....	39
TABELA 20 RESULTADOS DA ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA PREDIZER A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO PROCESSO COMPLETO .....	40

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (A-RBS; B-AGITADOR; C-AERADOR; D-FLUXÔMETRO).....	19
FIGURA 2 GRÁFICO DE PARETO DOS EFEITOS PADRONIZADOS (VALORES DE $T_{CALC}$ ) PARA A VARIÁVEL EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO INORGÂNICO TOTAL.....	29
FIGURA 3 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE N-INORGÂNICO TOTAL EM FUNÇÃO DO TC.....	30
FIGURA 4 VALORES DE ALCALINIDADE NAS FASES DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DURANTE O PLANEJAMENTO FATORIAL.....	31
FIGURA 5 VALORES DE PH NAS FASES DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DURANTE O PLANEJAMENTO FATORIAL.....	32
FIGURA 6 VALORES DE TEMPERATURA NAS FASES DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DURANTE O PLANEJAMENTO FATORIAL.....	33
FIGURA 7 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NAS FASES DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DURANTE O PLANEJAMENTO FATORIAL.....	34
FIGURA 8 RELAÇÃO CARBONO:NITROGÊNIO DURANTE AS BATELADAS DO PLANEJAMENTO FATORIAL .....	35
FIGURA 9 RESPOSTA LINEAR DO PLATÔ ENTRE TC E A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	38
FIGURA 10 RESPOSTA LINEAR DO PLATÔ ENTRE TC E A REMOÇÃO DE NITRITO .....	39
FIGURA 11 RESPOSTA LINEAR DO PLATÔ ENTRE TC E A REMOÇÃO DE NITRATO .....	40
FIGURA 12 RESPOSTA LINEAR DO PLATÔ ENTRE TC E A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO INORGÂNICO TOTAL.....	41

## 1 INTRODUÇÃO

Frigoríficos e abatedouros de aves têm importância reconhecida no contexto econômico e social da região Oeste paranaense, bem como em âmbito nacional este setor produtivo se destaca. No entanto, associada à expansão dessa atividade, está atrelada a questão da poluição ambiental, em decorrência destas agroindústrias, consumirem quantidades consideráveis de água, o que, no decorrer do processo industrial, culmina nos efluentes líquidos.

A aplicação de tecnologias de tratamento do tipo biológico resulta, para efluentes de abatedouros, em adequada conversão dos compostos carbonáceos a valores aceitáveis pela legislação vigente (Resolução Conama nº 430/2011), a fim de lançamento em corpos de água. Porém, esse tratamento não ajusta o lançamento aos requisitos de nutrientes, por exemplo, o nitrogênio, devido ao dinamismo e à complexidade desse elemento, em função dos seus vários estados de oxidação.

Para águas doces de classe 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) deve ser de  $1,27 \text{ mg N.L}^{-1}$  para ambientes lênticos e de  $2,18 \text{ mg N.L}^{-1}$  para ambientes lóticos, na vazão de referência. Como padrão de lançamento de efluentes, fixou-se a concentração de  $20,0 \text{ mg.L}^{-1}$  como limite de amônia total. Para estas mesmas classes de água, o padrão de nitrato é de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  e de nitrito é de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  (BRASIL, 2011).

O despejo de esgotos em corpos de água sem tratamento adequado ocasiona uma série de danos ambientais, visto que os compostos nitrogenados são importantes no processo da eutrofização e exigem demanda de oxigênio. Portanto, há depleção do oxigênio dissolvido para sua estabilização; o nitrogênio amoniacal é tóxico para a vida aquática; conduz à formação das cloraminas, afetando a eficiência da desinfecção do cloro em estações de tratamento de água; representa risco potencial à saúde pública, pois pode causar meta-hemoglobinemia ("síndrome do bebê-azul"), em que o nitrato é reduzido a nitrito e este é capaz de oxidar os íons ferrosos da hemoglobina a íons férricos, que é menos eficiente na absorção e transferência de oxigênio para as células, levando a asfixia; e prejudicam o reúso da água, principalmente para fins industriais (METCALF; EDDY, 2003; RAMOS; CAVALHEIRO; CAVALHEIRO, 2006; WU; RODGERS; ZHAN, 2008; SADEQ, et al., 2008; MOTA; VON SPERLING, 2009; DE NARDI et al., 2011).

Assim, é desejável remover o nitrogênio de efluentes antes da descarga em corpos hídricos. Um típico sistema de remoção biológica de nitrogênio compreende a nitrificação, em condições aeróbias, seguida da desnitrificação, em condições anóxicas (WU; RODGERS; ZHAN, 2008).

Os reatores em bateladas sequenciais (RBS), apresentam-se como alternativa para remoção de nitrogênio de efluentes de abatedouros e frigoríficos, por serem sistemas conjugados, contemplando períodos aeróbios e anóxicos com operações sequenciais ao longo do tempo, tendo, nesta flexibilidade operacional, uma das principais vantagens em sua aplicação.

Perante o exposto, estudos que avaliem estratégias operacionais de reator em bateladas sequenciais, em termos de fornecimento de oxigênio e tempo de ciclo, são de grande importância, pois complementam a literatura técnico-científica e adicionam informações técnicas aplicáveis para implantação em escala real.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

O objetivo da presente pesquisa foi investigar a remoção biológica de nitrogênio, através dos processos de nitrificação e desnitrificação em um reator em bateladas sequenciais (RBS), em escala de laboratório, submetido a variações da vazão de ar e do tempo de ciclo, alimentado com efluente de abatedouro de aves pré-tratado anaerobiamente.

### 2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa foram:

- 1 Avaliar a influência da vazão de ar ( $0,25$ ,  $0,5$  e  $0,75 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ ) e do tempo de ciclo ( $11,35$ ,  $15,15$  e  $18,25$  h) na eficiência de remoção do nitrogênio inorgânico total;
- 2 Avaliar a influência do tempo de ciclo com vazão de ar de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  na eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio inorgânico total.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 A agroindústria avícola, constituição da água residuária e sistemas de tratamento

O Brasil é o terceiro maior produtor mundial de carne de frango, com 10,98 milhões de toneladas produzidas em 2009, antecedido apenas pela China (12,1 milhões ton) e EUA (15,95 milhões ton), com rendimento de R\$ 5,8 bilhões. Da produção brasileira, 33% são destinadas à exportação e 67% ao consumo interno. Em 2009, o país totalizou 3,6 milhões de toneladas de carne de frango exportadas, sendo o estado do Paraná responsável por 26,27% do total destas exportações (ABEF, 2010).

No entanto, o impacto ambiental causado por esta atividade produtiva é grande, principalmente devido ao consumo de água, cujas médias excedem 10 L por animal abatido, com um potencial de eutrofização de  $0,372 \text{ KgNTK.m}^{-3}$  (MITTAL, 2006) e carga orgânica de 0,14 a  $0,18 \text{ kgDBO}_5.\text{kg}^{-1}$  de resíduo gerado (KUPUSOVIC et al., 2007).

Frigoríficos e abatedouros são agroindústrias que se caracterizam pela utilização de grandes volumes de água durante praticamente todas as etapas do processo produtivo e pela geração de grandes volumes de águas residuárias (KIST; MOUTAQI; MACHADO, 2009).

Efluentes industriais gerados pelo processamento de carnes são caracterizados pelo alto teor de proteína, que é responsável por elevadas concentrações de nutrientes, especialmente o nitrogênio (HAGOPIAN; RILEY, 1998). Esses efluentes contêm demanda bioquímica de oxigênio (DBO) elevada (variando de 800 a  $32.000 \text{ mg.L}^{-1}$ ), presença de óleos e graxas, material flutuante (gordura), concentração de sólidos sedimentáveis de até  $15 \text{ g.L}^{-1}$  e sólidos suspensos, sólidos grosseiros, alta concentração de nitrogênio orgânico e microrganismos patogênicos (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Na caracterização da água residuária de abatedouro avícola, Del Pozo e Diez (2005) obtiveram valores para demanda química de oxigênio (DQO) de  $1820 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$ , nitrogênio total Kjeldahl (NTK) de  $190 \pm 50 \text{ mg.L}^{-1}$ , alcalinidade de  $430 \text{ mg.L}^{-1}$  e sólidos suspensos voláteis (SSV) de  $430 \text{ mg.L}^{-1}$ . Para De Nardi, Fuzi e Del Nery (2008), a mesma matriz de amostra apresentou características de DQO de  $3124 \pm 594 \text{ mg.L}^{-1}$ , pH entre 6,3 e 7,0 e SSV de  $816 \pm 207 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Efluentes pré-tratados anaerobiamente têm sido avaliados em pesquisas que buscam a remoção de nutrientes, pois apresentam o nitrogênio em sua forma amoniacal (REGINATTO et al., 2007; LI; HEALY; ZHAN, 2008; DALLAGO, 2009; MEES, 2010).

A variação da qualidade do efluente industrial está principalmente associada ao processo industrial: quantidade de aves abatidas, vazão de água utilizada, procedimentos operacionais e de higienização dos equipamentos e instalações (DE NARDI et al., 2005).

Os sistemas de tratamento geralmente empregados consistem em tratamento preliminar e primário, para remoção de sólidos grosseiros e óleos e graxas e tratamento secundário para remoção de matéria orgânica dissolvida e ocasionalmente nutrientes e patógenos.

Segundo Cybis e Pickbrenner (2001), uma alternativa economicamente viável aos sistemas mais elaborados de tratamento de esgotos é o tratamento anaeróbico, que, embora eficiente em termos de remoção de matéria carbonácea, apresenta problemas, entre outros, relacionados com o conteúdo de nitrogênio e fósforo no seu efluente, que acarretam obstáculos para a sua disposição final em corpos de água. Por isso, devem ser encarados como uma primeira etapa do tratamento biológico (CHERNICHARO, 2007).

No Brasil, o sistema de lagoas de estabilização é o mais utilizado, pela disponibilidade de área, clima favorável, simplicidade operacional e utilização de pouco ou nenhum equipamento (VON SPERLING, 2005).

Entretanto, outros arranjos para o tratamento de efluentes de abatedouros de aves estão sendo testados, como no estudo de Del Pozo e Diez (2003), em que os autores utilizaram dois reatores de leito fixo anaeróbio/anóxico seguido de aeróbio para o tratamento de água residuária de abatedouro de aves e obtiveram eficiência de remoção de matéria orgânica de 92% e de nitrogênio total de 95%. Del Pozo e Diez (2005) testaram este arranjo em escala piloto com 1,8 m<sup>3</sup> de volume útil para a mesma matriz de amostra, obtendo eficiência global de remoção de 93% e 67% para carbono e nitrogênio total, respectivamente.

Del Pozo, Diez e Beltrán (2000) utilizaram reator anaeróbio de leito fixo, para pré-tratamento de efluente de abatedouro de aves, operado em escala de laboratório com temperatura controlada a 35°C, resultando em remoção de carbono de 85% a 95%.

Del Nery et al. (2007) e De Nardi, Fuzi e Del Nery (2008) avaliaram uma planta de tratamento de efluentes de abatedouro de aves, composta por peneiras rotativas e estáticas, tanque de equalização, um flotador com ar dissolvido seguido de dois reatores UASB. Embora a eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema tenha sido de 90%, a concentração de nutrientes no efluente tratado apontou para a necessidade de tratamento avançado das águas residuárias.

Como a indústria de abate de aves é altamente consumidora de água e geradora de efluentes, é fundamental dar um passo para alcançar a sustentabilidade da recuperação de águas residuárias e/ou sistemas de reutilização (DE NARDI et al., 2011).

### 3.2 Processos convencionais de remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias

De acordo com Cybis e Pickbrenner (2001), o processo de remoção de nitrogênio ocorre em três estágios: a conversão de nitrogênio orgânico para amônia (amonificação), a oxidação da amônia a nitrato e nitrito na presença de oxigênio (nitrificação) e, por fim, a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso, utilizando um composto orgânico como agente redutor em condições anóxicas (desnitrificação).

#### 3.2.1 Processo de amonificação e assimilação

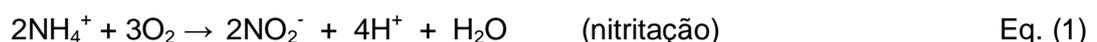
Os aminoácidos liberados durante a protólise (degradação enzimática das proteínas) passam por uma desaminação, que é a remoção do grupo amino  $-H_2$  contendo nitrogênio. Os microrganismos realizam a desaminação de aminoácidos por várias reações, mas um dos produtos finais é sempre a amônia. A produção de amônia é denominada amonificação; desta forma, a desaminação resulta em amonificação (PELCZAR, 1996).

Como o nitrogênio é um nutriente, os microrganismos presentes nos processos de tratamento de efluentes assimilam nitrogênio amoniacal e o incorporam na massa celular (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2004).

#### 3.2.2 Processo de nitrificação

Nitrificação é um processo aeróbio em que as bactérias quimioautotróficas oxidam amônia ou nitrito para produzir energia. A amônia ( $N-NH_3^-$ ) é, primeiro, convertida em nitrito ( $NO_2^-$ ) por bactérias oxidantes de amônia. O nitrito produzido é, então, convertido em nitrato ( $NO_3^-$ ) por bactérias oxidantes de nitrito (U.S.EPA, 2009).

Nitritação é o processo de oxidação do íon amônio a nitrito como produto intermediário, realizado pelas bactérias *Nitrosomonas*, representada pela Equação 1, descrita por Metcalf e Eddy (2003):



Nitratação é sequencialmente a oxidação do nitrito ao nitrato pelas bactérias *Nitrobacter*, descrito, conforme Metcalf e Eddy (2003), na Equação 2:



O processo de oxidação total do nitrogênio amoniacal ao nitrato pode ser visualizado na Equação 3:



Algumas espécies que oxidam amônia são *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosovibrio tenuis* e *Nitrosococcus nitrous*. As bactérias que oxidam nitrito são *Nitrobacter winogradskyi* e *Nitrospira gracilis* (PELCZAR, 1996; BELMONTE et al., 2009).

A taxa de oxidação do nitrito pela *Nitrobacter* é maior do que a taxa de oxidação do nitrogênio amoniacal pela *Nitrosomonas* (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003).

Através de estudo cinético da atividade nitrificante realizado por Mees (2010), em que os valores médios das constantes foram  $k_1$  (nitritação):  $0,0043 \pm 0,00315 \text{ min}^{-1}$  e  $k_2$  (nitratação):  $0,02305 \pm 0,00105$ , constatou-se que a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito é a etapa limitante do processo, sendo esta etapa 5 vezes menor que a velocidade de conversão do nitrito ao nitrato.

### 3.2.3 Processo de desnitrificação

A desnitrificação é a segunda etapa da remoção de nitrogênio, em que a forma de nitrato é convertida a nitrogênio gasoso, biologicamente sob condições anóxicas (METCALF; EDDY, 2003), conforme descrito na Equação 4.



Desnitrificação biológica é um processo em que o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por probióticos na ausência de oxigênio dissolvido. Desnitrificação pode ocorrer desde que uma fonte suficiente de nitrato e carbono orgânico esteja presente (SURAMPALLI, 1997; U.S.EPA, 2009).

A conversão do nitrato pode ser realizada por diversos gêneros de bactérias, entre elas: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Estas bactérias heterotróficas são capazes de reduzir nitrato a nitrito e em seguida produzir óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio (METCALF e EDDY, 2003).

Madigan, Martinko e Parker (2004) citaram a *Pseudomonas aeruginosa* e a *Pseudomonas stutzeri* como grupos desnitrificantes.

A avaliação da microbiota desnitrificante em diferentes lodos de reatores, através da caracterização 16S rDNA dos isolados mostrou que pertenciam aos gêneros *Thauera*, *Acidovorax* e *Alcaligenes* (ETCHEBEHERE et al., 2001).

### **3.2.4 Fatores que influenciam a operação da nitrificação e da desnitrificação em sistemas de tratamento**

As bactérias nitrificantes são sensíveis a alguns fatores ambientais e operacionais, incluindo, temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de nitrogênio amoniacal, relação carbono/nitrogênio, tempo de retenção celular e a presença de compostos inibidores, bem como a fração de bactérias nitrificantes presentes no sistema. (SURAMPALLI et al., 1997).

O processo de desnitrificação depende de uma série de fatores, incluindo mudança de condições do meio, como temperatura, pH, oxigênio dissolvido e a presença ou acumulação de nitrito durante o processo (FOGLAR e BRISKI, 2003). Muito importante entre estes fatores é a presença e a natureza do doador de elétrons, que normalmente é uma fonte de carbono orgânico (LEE et al., 2003).

RBS são sistemas de tratamento compostos de um ecossistema artificial onde se desenvolvem os microrganismos, em condições controladas e limitadas, em que o pH, a carga orgânica e o oxigênio no interior do reator variam no espaço e no tempo (RODRÍGUEZ; RAMÍREZ; MESA, 2011).

#### **3.2.4.1 Tempo Reacional**

Hu *et al.* (2009) investigaram o efeito do carbono orgânico na eficiência da remoção de nitrogênio em efluente sintético, simulando esgoto sanitário, através de reator em bateladas testaram diferentes relações C/N em 12 e 24 horas. Os resultados mostraram que a taxa de nitrificação diminuiu à medida que aumentou a concentração carbono. A desnitrificação foi detectada após a adição de carbono orgânico. Durante 12 h a taxa de remoção de amônia variou entre 85% a 30% nas condições de C/N = 0,5, 1, 2, 4, 8 e 16, em relação ao controle (C/N = 0). A perda de nitrogênio após 24 h em C/N = 0,5, 1, 2, 4, 8 e 16 foi de 31%, 18%, 24%, 65%, 59% e 62%, respectivamente.

Fernandez-Nava *et al.* (2010), avaliaram a desnitrificação em RBS de 3 L de água residuária contaminada com 2500 mg.L<sup>-1</sup> de nitrato, com tempo reacional de 4 a 6 h, utilizando fonte de carbono rica em açúcares e obtiveram um efluente livre de nitratos.

A avaliação do comportamento cinético de conversão de nitrogênio, realizado por Mees (2010), com tempo de reação anóxica de 4,35 h, indicou uma possível redução do

tempo nesta fase, uma vez que foram alcançadas remoções de N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub> superiores a 90% em apenas uma hora de desnitrificação. No mesmo estudo, a autora avaliou a cinética de conversão de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>), com tempo de reação aerada de 10,15 h, observando que o maior consumo de N-NH<sub>4</sub> ocorreu nas primeiras 7 horas.

#### 3.2.4.2 pH e alcalinidade

No processo de nitrificação, estequiometricamente 2 mols de H<sup>+</sup> são produzidos por mol de íon amônio oxidado. Segundo Metcalf e Eddy (2003), a produção de 1 mol de H<sup>+</sup> é equivalente ao consumo de 1 mol de alcalinidade ou 50 g de CaCO<sub>3</sub>, sendo necessários aproximadamente 7,14 mg de CaCO<sub>3</sub> por mg de nitrogênio amoniacal oxidado. No caso da utilização de bicarbonato de sódio, a proporção é de 0,61 mg de NaHCO<sub>3</sub> por mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado (Jang et al., 2004). Assim, para a manutenção de valores de pH em níveis aceitáveis, é necessário adicionar alcalinidade ao sistema, sendo que a quantidade depende da concentração da alcalinidade inicial e da quantidade do íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a ser oxidado (SURAMPALLI et al., 1997).

Para valores de pH abaixo de 7,0 praticamente só íons amônio estão presentes, sendo o residual de amônia livre muito baixo. Isto pode limitar a ação de alguns microrganismos, como as bactérias nitrificantes, visto que a amônia livre seria o real substrato utilizado pelos mesmos. Para valores mais altos de pH, a quantidade de amônia livre torna-se mais elevada; porém, deve-se lembrar que a amônia livre pode ainda ter um efeito inibitório sobre a ação destes microrganismos (WIESMANN, 2007).

A queda do pH decorrente da oxidação de amônia propicia o aumento da concentração de ácido nitroso (HNO<sub>2</sub>) de acordo com a equação de equilíbrio  $\text{NO}_2^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HNO}_2$ . Portanto, em pH abaixo de 5,5, ocorre inibição tanto de *Nitrosomonas* quanto de *Nitrobacter* devido ao ácido nitroso livre nas concentrações de 0,2 – 2,8 mg N-HNO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. (ANTHONISEN et al., 1976).

O pH é um fator determinante, pois o processo de nitrificação requer alcalinidade e, deste modo, altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem levar a diminuição significativa no valor de pH nessa fase. Desta forma, Castro Daniel *et al.* (2009) avaliaram a nitrificação em pH entre 7,8 e 8,4.

Para manter a alcalinidade necessária na nitrificação, Garbossa *et al.* (2005) utilizaram uma solução alcalina com uma concentração média de 1400 mg CaCO<sub>3</sub>. Com esse mesmo objetivo, Volcke et al. (2008) adicionaram uma solução alcalina 0,5 M de hidróxido de sódio (NaOH) e 0,25 M de carbonato de cálcio (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) e mantiveram o pH controlado em 7,5; Gapes e Keller (2009) utilizaram como alcalinizante uma solução de 1 M de bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>) e operaram o reator com pH entre 7,8 e 8,2.

Nas reações de desnitrificação biológica, a biomassa heterotrófica é capaz de produzir alcalinidade. Com base na estequiometria das reações, desnitrificação irá produzir  $3,57 \text{ mg.L}^{-1}$  de alcalinidade como  $\text{CaCO}_3$  para cada  $\text{mg}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  consumido (U.S.EPA, 2009). Teoricamente, a diferença entre alcalinidade afluente e efluente (como  $\text{CaCO}_3$ ) é  $7,14 - 3,57 = 3,54 \text{ mg.L}^{-1}$  por  $\text{mg.L}^{-1}$  de nitrogênio removido (LI e IRVIN, 2007). Assim, a alcalinidade consumida durante o processo de nitrificação é parcialmente reposta (até 62,5 por cento), durante a desnitrificação (U.S.EPA, 2009).

### 3.2.4.3 Relação carbono:nitrogênio

Com o aumento da relação C:N, aumenta a multiplicação de bactérias heterótrofas, diminuindo a velocidade da nitrificação. Isso se processa devido ao fato da reprodução dos microrganismos nitrificantes (autotróficos) ser inferior à dos microrganismos heterótrofos, os quais são responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea (METCALF; EDDY, 2003).

A alta relação C:N induz à competição por oxigênio entre as bactérias oxidantes de amônia e as bactérias heterotróficas, o que resulta na baixa oxidação de amônia (HU et. al., 2009).

A diminuição da relação  $\text{DBO}_5:\text{NTK}$  aumenta a porcentagem de nitrificantes e a velocidade do processo de nitrificação (SURAMPALLI et al., 1997). Para Metcalf e Eddy (2003), esta relação deve estar entre 3 e 5.

Rodríguez, Ramírez e Mesa (2011) avaliaram a remoção de matéria orgânica e nitrogenada em RBS e verificaram que a relação  $\text{DBO}_5/\text{N-NH}_4^+$  de 2,1 a 4,6 foi suficiente para conseguir uma boa remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal no efluente estudado, desde que a biomassa fosse aclimatada ao substrato. Essa relação, ajustada no início da nitrificação, indica que a fonte de carbono será suficiente para permitir a conclusão do processo de desnitrificação, mas não é tão alto a ponto de inibir bactérias.

A adição suficiente de uma fonte externa de carbono é o fator mais importante para o eficaz desempenho da desnitrificação. Fontes de carbono incluem o etanol, ácido acético, xarope de milho, melão, glicose, glicerol e resíduos industriais; o metanol vem sendo desaconselhado devido ao risco pela sua característica de líquido inflamável (U.S.EPA, 2009).

Fernández-Nava et al. (2010), estudando a desnitrificação em RBS, testaram três fontes alternativas de carbono: águas residuais provenientes de uma fábrica de doce (53,6-57% de glicose, 32,1-46,4% de sacarose e  $155 \text{ gDQO.L}^{-1}$ ), de uma fábrica de refrigerantes (98-99% de sacarose e  $850 \text{ gDQO.L}^{-1}$ ) e de uma fábrica de laticínios (rico em ácido láctico e contendo  $370 \text{ gDQO.L}^{-1}$ ). A melhor taxa de  $\text{DQO}/\text{N-NO}_3$  foi de 5,5-6,5, utilizando as fontes

de carbono da fábrica de doce, que proporcionou um efluente tratado livre de nitrato e com um teor de matéria orgânica de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Schryver e Verstraete (2009) pesquisaram a remoção de nitrogênio em RBS em sistema de aquacultura e obtiveram eficiência satisfatória, utilizando glicerol e acetato como fonte de carbono numa relação C:N entre 10 e 15.

A manipueira, efluente líquido de fecularias, apresenta potencial poluidor reconhecidamente elevado, e seu tratamento por processos físicos ou biológicos é estritamente necessário. Porém, há possibilidades de utilizar a manipueira alternativamente, como o uso direto na fertirrigação, como insumo agrícola (defensivo e fertilizante), como substrato para produção de aroma e ácido cítrico (CEREDA, 2001) ou como fonte de carbono em processos de desnitrificação biológica (KUMMER, 2011), já que apresenta alta carga orgânica e baixa concentração de nutrientes.

Mees (2010) adicionou manipueira na fase anóxica com relação DQO:  $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$  de 6, obtendo remoção global de nitrogênio inorgânico de  $85,83 \pm 0,87\%$ .

#### 3.2.4.4 Oxigênio dissolvido

A eficiência no processo de nitrificação e desnitrificação dependerá da concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido (CAMPOS; VELHO; COSTA, 2006). O oxigênio é pouco solúvel em água e a disponibilidade para os microrganismos depende da sua solubilidade e da transferência de massa, bem como da velocidade com que o oxigênio dissolvido é consumido (GONÇALVES et al., 2001). Entretanto, a utilização de oxigênio puro em vez do ar aumenta a força motriz para a transferência de massa e do grau de saturação do oxigênio (ANDREADAKIS, 1987).

Para Metcalf e Eddy (2003), o oxigênio necessário para a oxidação do nitrogênio amoniacal é de aproximadamente  $4,3 \text{ mg O}_2/\text{mg N}$  oxidado.

A concentração de oxigênio dissolvido é um dos parâmetros de importância a ser considerado no processo de nitrificação. No tratamento de água residuária avícola, Moreira et al. (2002) operaram RBS com OD na faixa de  $2,0$  a  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Kargi e Uygur (2003), estudando a remoção de nutrientes de efluente sintético em RBS com volume de trabalho de  $5 \text{ L}$ , operaram com velocidade de agitação durante a etapa anóxica de  $50 \text{ rpm}$ , e o meio foi aerado e agitado a  $300 \text{ rpm}$ , vigorosamente, durante a fase aeróbia, de forma a manter o oxigênio dissolvido acima de  $2 \text{ mg.L}^{-1}$ .

No uso de RBS de bancada, com volume de trabalho de  $4 \text{ litros}$ , Boopathy et al. (2007) controlaram a concentração de oxigênio dissolvido, utilizando ar difundido por pedras porosas e misturados durante a operação aeróbica por um motor agitador operando a  $100$

rpm, sustentando OD durante aeração em  $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ . Aeração e mistura foram desligadas para o sistema executar a desnitrificação com  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  de OD.

Mees et al. (2009) forneceram vazão de ar de  $3 \text{ L.min}^{-1}$  durante o período de nitrificação e a concentração de OD variou de  $4,7$  a  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ , em RBS com  $5 \text{ L}$  de volume de trabalho. Com o suprimento de ar entre  $4$  e  $5 \text{ L.min}^{-1}$ , Gapes e Keller (2009) obtiveram concentração de OD entre  $5$  e  $6 \text{ mg.L}^{-1}$  durante a nitrificação com  $4$  litros de efluente.

Em sistemas de desnitrificação, a manutenção de baixa concentração de oxigênio dissolvido é muito importante para obter boas taxas de remoção de nitrato. Entretanto, a desnitrificação pode ser completamente inibida na concentração de OD inferior a  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$  (WIESMANN et al., 2007).

#### 3.2.4.5 Temperatura

A reação de desnitrificação é melhor realizada em temperaturas acima de  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  (U.S.EPA, 2009). A rápida diminuição da temperatura, sem tempo de aclimatação, induz as taxas de nitrificação à velocidade ainda mais lenta do que o previsto. Taxa de desnitrificação também irá aumentar com o aumento da temperatura, embora não na mesma magnitude que as taxas de nitrificação (U.S.EPA, 2009).

Grunditz e Dalhammar (2001), em estudo de nitrificação num ciclo de  $4$  horas, observaram que a temperatura ótima foi de  $35^\circ\text{C}$  para *Nitrosomonas* e  $38^\circ\text{C}$  para *Nitrobacter*.

#### 3.2.4.6 Compostos inibidores

Anthonisen et al. (1976) evidenciaram que o acúmulo de nitrito poderia estar relacionado à concentração de amônia livre e de ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ) e certas concentrações poderiam ser inibitórias a todo o processo de nitrificação. Quando a concentração de amônia livre está acima de  $150 \text{ mg N-NH}_3.\text{L}^{-1}$ , esta faixa é suficiente para inibir tanto as bactérias oxidadoras de amônio quanto as bactérias oxidadoras de nitrito, possibilitando a inibição total da nitrificação. Quando a faixa de concentração de amônia está entre  $10 - 150 \text{ mg N-NH}_3.\text{L}^{-1}$ , somente as bactérias oxidadoras de nitrito serão inibidas. Para a concentração de  $0,1 - 1 \text{ mg N-NH}_3.\text{L}^{-1}$ , não ocorre inibição de ambas as bactérias e a nitrificação completa ocorrerá.

Grunditz et al. (1998) citam os metais pesados, principalmente o zinco, como inibidores de nitrificação. Uygur e Kargi (2004) avaliaram os efeitos do fenol sobre a nitrificação e concluíram que este composto afeta negativamente a remoção de nutrientes em concentrações acima de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$ .

### 3.3 Processos alternativos de remoção biológica de nitrogênio

Um grande número de processos e configurações para a remoção de amônia em águas residuais têm sido desenvolvidos recentemente com um potencial de atender às normas de descarga (SABUMON, 2009).

No processo Sharon (Single-reactor high-activity ammonia removal over nitrite), sistema de reator único para processo de conversão de altas concentrações de íon amônio em nitrito, opera-se a temperaturas na faixa de 35 a 40°C e pH entre 7 e 8. O processo se diferencia por promover apenas uma nitrificação parcial do amônio até nitrito (nitritaço) e, portanto, economizando gastos com aeração (HELLINGA et al., 1998).

O processo de SND (nitrificação e desnitrificação simultâneos) consiste na oxidação de nitrogênio amoniacal em condições aeróbicas e a redução de compostos oxidados de nitrogênio no mesmo reator, sob condições de aeração. Segundo Gujer (2010), hoje há uma tendência para os processos de nitrificação/desnitrificação simultâneos; porém, essa configuração pode emitir grandes quantidades de  $N_2O$ , um gás com efeito estufa muito indesejável.

O processo Anammox (Anaerobic ammonia oxidation), oxidação anaeróbica do amônio, é um processo biológico litoautotrófico de remoção de nitrogênio realizado pelo grupo de bactérias *Planctomycete* (SCHIERHOLT et al., 2006). De acordo com Jin et al. (2007), o processo *Anammox* ocorre sob condições anóxicas em que  $NH_4^+$  é oxidado a  $N_2$ , usando nitrito ( $NO_2^-$ ) como aceptor de elétrons, com pequena produção de  $NO_3^-$ .

O RBS tem sido utilizado para remover cargas de nitrogênio de águas residuárias, uma vez que permite o desenvolvimento de condições aeróbicas e anóxicas no mesmo reator, o que torna possível a formação de populações de bactérias nitrificantes e desnitrificantes para realizar a conversão do nitrogênio-amoniacal a nitrogênio-molecular (RODRIGUES; MESA, 2009), sendo a conjugação de atividade aeróbia/anóxica no mesmo reator favorável para uma operação sequencial ao longo do tempo (CAMPOS; VELHO; COSTA, 2006).

### 3.4 Reator em bateladas sequenciais

Metcalf e Eddy (2003) descrevem o processo dos RBS em cinco etapas comuns que são realizados da seguinte forma: alimentação, reação, sedimentação/clarificação, descarte e repouso. De acordo com Cybis e Pickbrenner (2001) e U.S.EPA (2009), as fases podem ser descritas conforme se segue.

**Alimentação ou enchimento:** É a entrada do substrato no reator. O enchimento pode ser acompanhado de agitação e aeração, dependendo do tratamento em questão. Antes de começar o enchimento, já existe no reator a biomassa que permaneceu da fase anterior.

**Reação:** Na etapa de reação, o liquor é misturado e/ou aerado de acordo com o objetivo do processo biológico. Ocorre o contato da biomassa presente no reator com o substrato (matéria carbonácea ou nutrientes) a ser degradado. O tempo necessário para que essa fase seja completada depende de vários parâmetros: composição do substrato, qualidade desejada do efluente, concentração da biomassa e temperatura do efluente.

Esta configuração aeróbio/anóxico caracteriza o processo mais simples de tratamento conjugado clássico, para se obter a remoção de nitrogênio, através da nitrificação seguida pela desnitrificação. Porém, para que a desnitrificação ocorra nos processos conjugados, como nos RBS, é necessário que os nitratos estejam presentes juntamente com uma fonte de carbono e em condições anóxicas (FERREIRA, 2000).

**Sedimentação:** A agitação e a aeração são interrompidas para permitir a separação da fase sólida (lodo biológico) da fase líquida (efluente tratado).

**Descarte:** Efluente clarificado é removido.

Na maioria dos reatores do tipo batelada, quanto mais tempo o reagente permanecer no reator, mais ele é convertido em produto, até que o equilíbrio da reação seja atingido, ou o reagente exaurido (FOGLER, 2002).

O tratamento de águas residuárias em reator por bateladas sequenciais tem despertado interesse, dada a redução de custos que este sistema oferece em relação aos processos contínuos e várias estratégias de operação têm sido propostas com a finalidade de obter a remoção de matéria carbonácea e de nutrientes como fósforo e nitrogênio, este nas suas várias formas, em um único ciclo de operação (VAN LOOSDRECHT; JETTEN, 1998).

Encontrar estratégias de operação do reator em bateladas sequenciais, de forma a reduzir a concentração de material carbonáceo e nutrientes de águas residuárias até limites permitidos para descarte não é tarefa simples, sendo recomendado realizar ensaios práticos (MOREIRA et al., 2002).

Apesar do avanço na operação do RBS, a definição do ciclo operacional continua sendo fundamentada na experiência de alguns pesquisadores e em dados obtidos de experiências bem sucedidas nas estações em escala real (DOS SANTOS et al., 2006).

Para Cybis e Pickbrenner (2001), a utilização de reatores sequenciais em bateladas é uma das possíveis alternativas tecnológicas capazes de proporcionar as variações das condições ambientais necessárias para a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação; o sistema de RBS traz consigo a necessidade de automação em termos mecânicos.

### 3.4.1 Utilização do RBS em pós-tratamento de efluentes

A remoção de compostos nitrogenados é um importante aspecto do pós-tratamento de efluentes.

Cybis et al. (2004) avaliaram a eficiência e a estabilidade do RBS na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO média de  $257 \text{ mg.L}^{-1}$ . O reator operava com volume útil de 600 L, vazão de esgoto bruto de  $1200 \text{ L.d}^{-1}$  em três bateladas diárias, compostas das seguintes fases: enchimento (1 h), reação aeróbia (2 h), reação anóxica (3 h), sedimentação (1 h) e esvaziamento (1 h). A remoção média de nitrogênio total foi de 88% e a remoção de DQO, de 90%. Esses resultados indicaram que é possível utilizar RBS para o tratamento de esgoto doméstico com matéria orgânica reduzida sem comprometer a qualidade do efluente e a remoção de nitrogênio.

Li et al. (2008) avaliaram o desempenho de um reator em batelada de 10 L tratando águas residuárias de abatedouro, examinado em temperatura ambiente. A duração de um ciclo completo foi de 8 h e composta por quatro fases: enchimento (7 min), reação (393 min), decantação (30 min) e descarte/repouso (50 min). Durante a fase de reação, o reator foi intermitentemente aerado com  $0,8 \text{ L.min}^{-1}$  quatro vezes em intervalos de 50 min. Os autores obtiveram remoções de DQO, NT e PT de 96%, 96% e 99%, respectivamente.

Zenatti et al. (2009) avaliaram a influência da aeração e do tempo de reação no processo de nitrificação de efluente de abatedouro de peixes, usando um reator em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada, obtendo eficiência máxima de remoção de nitrogênio amoniacal de  $81,90 \pm 3,80\%$ , quando o reator foi operado com vazão de ar de  $6 \text{ L.min}^{-1}$  e tempo de reação de 12 h na fase aeróbia.

Dallago (2009), avaliando o desempenho do sistema RBS aplicado a remoção de nutrientes em efluente de abatedouro de aves, testou diferentes tempos de ciclo (TC) (12 h, 16 h e 20 h) e concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal (80, 100 e  $120 \text{ mg.L}^{-1}$ ). A autora obteve remoções de  $\text{N-NH}_4^+$ , em média de 87% e 92%, com TC entre 16 h e 20 h, nas concentrações iniciais de  $\text{N-NH}_4^+$  entre 80 e  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente, utilizando vazão de ar de  $3 \text{ L.min}^{-1}$  durante todo o experimento.

Schryver e Verstraete (2009), operaram um RBS em escala de bancada, com volume útil de 3 L, no setor de aquicultura, com temperatura mantida de 24-26°C e relação C:N de 10 a 15, obtendo eficiência na remoção de nitrogênio de 98%.

Em experimento com RBS, realizado por Andrade et al. (2010), avaliou-se o efeito de diferentes vazões de ar, entre 1 e 3 L.min<sup>-1</sup> e diferentes concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal, entre 40 e 100 mg.L<sup>-1</sup> durante a nitrificação de efluente de abatedouro de peixes, obtendo a melhor condição operacional com concentração de nitrogênio amoniacal de 70 mg.L<sup>-1</sup> e vazão de ar de 2 L.min<sup>-1</sup> com tempo de 24 h de reação.

Mees (2010) buscou a otimização do RBS investigando os efeitos da relação carbono:nitrogênio (DQO: N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) de 3, 6 e 9 ajustada pela adição de manipueira na fase anóxica e do tempo de ciclo (TC) de 8 h, 12 h e 16 h, para a remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de abatedouro de aves. A autora obteve o maior valor de remoção de nitrogênio inorgânico total de 85,83% quando o RBS foi operado nas faixas de TC de 16 h e relação C/N de 6.

Ao realizarem a remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de uma empresa de processamento de produtos cárneos, Rodrigues, Pina e Peñuela (2011) demonstraram que o sistema SBR pode operar com águas residuárias que apresentam grandes variações na sua composição.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Cascavel-PR.

### 4.1 Águas residuárias utilizadas

A água residuária foi proveniente de um abatedouro avícola localizado na região Oeste do Paraná, que processa em torno de 140.000 aves.dia<sup>-1</sup>, com consumo de água de aproximadamente 4200 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>. O Sistema de tratamento dos efluentes líquidos da indústria é composto por: peneiras estáticas, tanque de equalização, peneira rotativa, flotor, 3 lagoas anaeróbias, 4 lagoas aeradas, uma lagoa de decantação e uma lagoa de maturação.

A água residuária de abatedouro e frigorífico de aves, utilizada no experimento como substrato, foi coletada na saída da primeira lagoa anaeróbia. Para manter o substrato homogêneo, em laboratório, o mesmo foi disposto em recipiente único e, posteriormente, acondicionado em embalagens de polietileno de 2 L e armazenadas a cerca de -5 °C para preservação até o momento de sua utilização no reator.

A manipueira bruta, utilizada como fonte de carbono no início da fase de desnitrificação, foi coletada em uma fecularia localizada na região Oeste do Paraná. Esta unidade produtora de fécula de mandioca, com capacidade média de 160 t.dia<sup>-1</sup>, gera cerca de 800 m<sup>3</sup> de efluentes líquidos diariamente. No laboratório, este efluente foi peneirado para remoção de sólidos grosseiros, homogêneo e envasado em embalagens de polietileno de 500 mL e armazenado à temperatura de -5 °C até a sua utilização no reator.

Antes da armazenagem, uma amostra representativa, de ambos os substratos, foi caracterizada através dos parâmetros físico-químicos: sólidos totais, fixos e voláteis, sólidos suspensos, fixos e voláteis, alcalinidade total, demanda química de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, potencial hidrogeniônico e temperatura. As análises foram realizadas de acordo com o Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1998).

### 4.2 Caracterização do sistema de tratamento e condições operacionais

O reator em bateladas sequenciais (RBS), montado em escala de bancada por Dallago (2009), confeccionado em polietileno com formato cilíndrico (185 mm de diâmetro e 205 mm de altura), foi operado com volume útil de 4 L.

O sistema de aeração que promoveu a fase aeróbia consiste de um aerador (Big-Air, modelo A-420), acoplado a um fluxômetro, pelo qual a vazão de ar pôde ser ajustada

manualmente. A difusão do ar na massa líquida foi realizada por meio do uso de duas pedras porosas.

Na fase anóxica um misturador mecânico foi mantido com velocidade de 25 a 30 rpm (DALLAGO, 2009), somente para promover o contato da biomassa com o substrato, porém sem turbulência, para evitar a incorporação de ar no líquido.

O reator em bateladas sequenciais foi operado nas seguintes etapas:

**Alimentação:** procedeu-se de forma instantânea, sem agitação e sem aeração, em que o volume de efluente a ser tratado foi adicionado a um volume já existente no reator, a biomassa em suspensão que permaneceu da fase anterior.

**Reação aeróbia:** correspondeu à etapa de nitrificação, o liquor foi misturado e aerado, a diferentes níveis de vazão de ar. A alcalinidade foi corrigida com solução de bicarbonato de sódio 1 M (GAPES; KELLER, 2009), a fim de manter a relação alcalinidade/nitrogênio amoniacal próxima à recomendada por Jang *et al.* (2004).

**Reação anóxica:** correspondeu à etapa de desnitrificação. O liquor foi agitado a 25 rpm (DALLAGO, 2009) e, no início dessa etapa, foi adicionada a fonte de carbono (manipueira), ajustando a relação DQO: (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) entre 5 e 6 (MEES, 2010).

**Sedimentação:** a agitação e a aeração foram interrompidas para permitir a separação sólido/líquido (lodo biológico/efluente tratado), por um período de 1 hora.

**Descarte:** a retirada do efluente clarificado (sobrenadante) do reator foi feita por sifonamento. Foi retido 25% do volume total (1 L) (biomassa sedimentada) para a batelada seguinte – portanto, o volume de efluente descartado e de realimentação foi de 3 L. Esta etapa teve duração de 0,1 hora.

**Repouso:** O liquor permanece no reator em repouso até o início do próximo ciclo.

O aparato experimental pode ser observado na Figura 1.



**Figura 1** Reator em Bateladas Sequenciais (A-RBS; B-Agitador; C-Aerador; D-Fluxômetro).

#### 4.3 Monitoramento Analítico

O monitoramento analítico foi efetuado objetivando verificar a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal na etapa de nitrificação, a eficiência da remoção de nitrito e de nitrato na etapa de desnitrificação e a remoção total de nitrogênio inorgânico no sistema.

Amostras do reator foram coletadas no início e ao término de cada fase operacional (aerada e anóxica), com auxílio de uma seringa, sendo posteriormente centrifugadas a 5000 rpm por 10 minutos (FONTENOT et al., 2007). O líquido sobrenadante foi submetido às análises de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio. Além destes, foi efetuado o monitoramento do potencial hidrogeniônico, da alcalinidade, do oxigênio dissolvido e da temperatura, durante todas as fases do tratamento.

Para controle da concentração da biomassa no reator, ao final de cada batelada foi determinada a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no lodo decantado, através da leitura da absorbância em espectrofotômetro a 700 nm. Para este procedimento foi elaborada uma curva de calibração com concentrações conhecidas de sólidos suspensos voláteis do lodo do reator, a partir da qual o valor da absorbância da amostra é convertido em concentração de SSV em  $\text{mg.L}^{-1}$  (DAMASCENO, et al., 2003).

Os parâmetros físico-químicos avaliados para caracterização dos substratos, bem como na condução do experimento, estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento e respectivos métodos

Parâmetro	Unidades	Método
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L <sup>-1</sup>	4500-Norg C - Semi Micro Kjeldahl (APHA, 1998)
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	4500-NH <sub>3</sub> F - Colorimétrico (APHA, 1998)
Nitrito	mg.L <sup>-1</sup>	Redução do sulfato ferroso (APHA, 1998)
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	Redução do cádmio (APHA, 1998)
Demanda Química de Oxigênio	mg.L <sup>-1</sup>	5220 D - Colorimétrico (APHA, 1998)
Potencial Hidrogeniônico	-	Potenciométrico
Alcalinidade Total	mg.L <sup>-1</sup>	2320 B - Titulométrico (APHA, 1998)
Oxigênio dissolvido	mg.L <sup>-1</sup>	4500 G (APHA, 1998) Oxímetro modelo Star marca Orion
Temperatura	°C	Termostato digital
Sólidos Totais, fixos e voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	2540 B – Gravimétrico (APHA, 1998)
Sólidos Suspensos, fixos e voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	2540 E – Gravimétrico (APHA, 1998)

## 4.4 Condução do experimento

### 4.4.1 Partida e aclimação do reator

A partida do reator foi feita utilizando-se 1 L de inóculo proveniente de outro RBS, utilizado por Mees (2010), contendo 12.888 mg.L<sup>-1</sup> de SSV e 3 L de efluente avícola, obtendo concentração de sólidos suspensos voláteis na massa líquida (MLSSV) de 3.299,85 mg.L<sup>-1</sup>, promovendo mistura, agitação e aeração constantes, condições favoráveis à nitrificação com troca do efluente a cada 30 dias, por 3 meses. Neste período, realizou-se monitoramento do pH e da alcalinidade total.

Após este período de 90 dias, para promover a aclimação da microbiota nitrificante ao meio, promoveu-se bateladas com tempo de ciclo de sete dias, sob condições favoráveis à nitrificação: agitação e aeração constante e adição de alcalinizante conforme necessário, durante 8 semanas (dezembro/2009 – fevereiro/2010), acompanhando-se as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Quando observou-se geração de produtos da nitrificação, promoveu-se a fase anóxica (desnitrificação).

Neste contexto, avançou-se para a aclimação da microbiota desnitrificante, avaliando-se o processo completo na mesma batelada (nitrificação e desnitrificação). No início da fase anóxica, adicionou-se manípueira para ajuste da relação C:N entre 5 e 6.

Na Tabela 2 é apresentada a distribuição dos tempos dos ciclos nas fases operacionais do reator durante sua aclimação.

**Tabela 2** Tempos de ciclo durante a aclimação do RBS

Etapas operacionais	Tempos de ciclo (TC)				
	7 d	72 h	36 h	24 h	16 h
Alimentação	instantânea	Instantânea	instantânea	Instantânea	Instantânea
Reação aeróbia	166 h	47 h	23 h	15 h	10 h
Reação anóxica	-	23 h	11 h	7 h	4 h
Sedimentação	1 h	1 h	1 h	1 h	1 h
Descarte	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h
Repouso	0,9 h	0,9 h	0,9 h	0,9 h	0,9 h

Durante o período de aclimação, buscou-se avaliar a eficiência e a estabilidade dos processos de nitrificação e desnitrificação com redução no tempo de ciclo, monitorando os produtos de conversão e remoção de nitrogênio. Os valores de pH, alcalinidade e temperatura foram monitorados, visto que são parâmetros de fundamental importância para a manutenção da estabilidade do sistema.

#### 4.4.2 Pré-teste de desnitrificação

Para a verificação do melhor tempo de desnitrificação, foram realizados 20 ensaios, distribuídos em 3 tratamentos com 5 repetições. Os tempos de ciclo avaliados, divididos nas etapas operacionais do reator, estão descritos na Tabela 3.

**Tabela 3** Tempo de ciclo durante o pré-teste da desnitrificação, distribuídos nas fases operacionais

Etapas operacionais	Tempos de ciclo (TC)		
	15 h	14 h	13 h
Alimentação	Instantânea	instantânea	Instantânea
Reação aeróbia	10 h	10 h	10 h
Reação anóxica	3 h	2 h	1 h
Sedimentação	1 h	1 h	1 h
Descarte	0,1 h	0,1 h	0,1 h
Repouso	0,9 h	0,9 h	0,9 h

#### 4.4.3 Planejamento fatorial

Constatada a adaptação do sistema ao processo de remoção de nitrogênio de efluente de abatedouro de aves, iniciaram-se os experimentos para avaliação dos efeitos dos fatores vazão de ar e tempo de ciclo no desempenho do sistema.

Para a verificação da influência dos fatores nas condições estabelecidas, foi realizado um planejamento fatorial  $2^2$  com 5 repetições no ponto central, resultando em 9 ensaios. Os fatores com os valores codificados e reais estão descritos na Tabela 4. A composição dos ensaios está descrita na Tabela 5.

**Tabela 4** Níveis dos fatores experimentais utilizados no planejamento fatorial ( $2^2$ )

Variáveis independentes/Unidades		Variáveis Codificadas/Reais		
		-1	0	+1
Fator 1	Vazão de ar ( $L \cdot \text{min}^{-1} \cdot L_{\text{reator}}^{-1}$ )	0,25	0,5	0,75
Fator 2	Tempo de Ciclo (horas)	11,35	15,15	18,25

**Tabela 5** Matriz do planejamento fatorial ( $2^2$ ) com os fatores e os valores codificados e reais

Ensaio (Bateladas)	Valores codificados		Valores reais	
	Vazão de Ar $L \cdot \text{min}^{-1} \cdot L_{\text{reator}}^{-1}$	Tempo de Ciclo horas	Vazão de Ar $L \cdot \text{min}^{-1} \cdot L_{\text{reator}}^{-1}$	Tempo de Ciclo horas
1	- 1	- 1	0,25	11,35
2	+ 1	- 1	0,75	11,35
3	- 1	+ 1	0,25	18,25
4	+ 1	+ 1	0,75	18,25
5	0	0	0,5	15,15
6	0	0	0,5	15,15
7	0	0	0,5	15,15
8	0	0	0,5	15,15
9	0	0	0,5	15,15

Para análise estatística dos dados obtidos experimentalmente, foi utilizado o software STATÍSTICA for Windows versão 7.0 (STATSOFT™, 2004).

#### 4.4.4 Análise de Regressão Linear com Resposta em Platô

Com o uso da regressão linear com resposta em platô, assume-se uma equação linear de resposta ao incremento do nível do tempo de ciclo até um ponto em que o reator passa a não apresentar resposta. O ponto entre a equação linear e o platô representa o nível ótimo de tempo. O modelo de regressão linear de platô (RLP) permite a comparação de combinações alternativas de retas e platôs e escolhe, como melhor opção de ajustamento, a combinação que tenha a menor soma de quadrado dos desvios.

Para verificar a influência do tempo do ciclo sob condição de vazão de ar de  $0,25 L \cdot \text{min}^{-1} \cdot L_{\text{reator}}^{-1}$ , realizou-se mais 18 ensaios de ciclo completo, distribuídos em 6 tratamentos (níveis de TC) com 3 repetições cada (Tabela 6). A distribuição do tempo de ciclo está descrita na Tabela 7.

**Tabela 6** Tratamentos da Estatística de Regressão

Ensaio (Bateladas)	Vazão de Ar ( $L \cdot \text{min}^{-1} \cdot L_{\text{reator}}^{-1}$ )	Tempo de Ciclo (horas)
1	0,25	11,35
2	0,25	15,15
3	0,25	18,25
4	0,25	22,75
5	0,25	28,00
6	0,25	33,00

**Tabela 7** Distribuição do tempo de ciclo nas etapas operacionais durante a análise de regressão

Etapas operacionais	Tempos de ciclo (TC)					
	11,35 h	15,15 h	18,25 h	22,75 h	28 h	33 h
Alimentação	instantânea	Instantânea	instantânea	instantânea	Instantânea	instantânea
Reação aeróbia	7,35 h	10,15 h	12,25 h	15,75 h	20 h	24 h
Reação anóxica	2 h	3 h	4 h	5 h	6 h	7 h
Sedimentação	1 h	1 h	1 h	1 h	1 h	1 h
Descarte	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h	0,1 h
Repouso	0,9 h	0,9 h	0,9 h	0,9 h	0,9 h	0,9 h

Os resultados das eficiências de remoção de nitrogênio foram submetidos à análise de variância a 5% de probabilidade e, em caso de evidência de diferença significativa, foi aplicada a análise de RLP com 5% de probabilidade. O software utilizado para a realização das análises estatísticas foi o SAEG - Sistema para Análises Estatísticas (UFV, 2007).

Toda vez que era alterada uma condição de ensaio, realizavam-se 2 bateladas além das especificadas pelo planejamento para evitar influência da condição anterior.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização dos substratos

Na Tabela 8 são apresentados os valores médios obtidos na caracterização da água residuária avícola coletada na saída da lagoa anaeróbia, utilizada durante o experimento para alimentação do reator. Ao todo, foram realizadas 8 coletas na indústria.

**Tabela 8** Caracterização físico-química do efluente avícola

Parâmetro	Valores *
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	342,8±108,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	103,8±32,01
pH	6,75±0,2
Temperatura (°C)	22,2±1,06
Alcalinidade total (mg.L <sup>-1</sup> )	340,9±68,3
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	174,3±27,3
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	111,1±9,5
N-amoniaco (mg.L <sup>-1</sup> )	81,9±11,9
N-Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	3,0±1,5
N-Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	3,6±0,0

\* média ± desvio padrão.

A partir da caracterização do efluente anaeróbico, pode-se observar que o mesmo apresentou uma fração de nitrogênio total Kjeldhal, ou seja, aproximadamente 30 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio que não foi amonificado pelo processo anaeróbico, resultando em nitrogênio amoniacal de 81,9±11,9 mg.L<sup>-1</sup>. As concentrações de nitrito e nitrato foram iguais a 3 e 3,6 respectivamente.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a relação carbono:nitrogênio na fase de nitrificação deve ser menor que 3. O efluente analisado apresentou relação DQO: N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 2,12 – portanto, adequado ao bom desempenho das bactérias nitrificantes.

A relação alcalinidade:N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi de 4,20, apresentando-se abaixo do ideal para a nitrificação, que é de 7,14 mg de CaCO<sub>3</sub> por mg de nitrogênio amoniacal a ser oxidado (METCALF e EDDY, 2003). Dessa maneira, a alcalinidade foi corrigida no início de cada batelada com solução de bicarbonato de sódio com concentração de 1 M.

WEF *et al.* (2005) sugerem um pH ótimo para nitrificação de 6,5 a 8,0. O pH do efluente apresentou média de 6,75; entretanto, pelo fato da adição de alcalinizante no início das bateladas, o pH foi alterado tendo seu valor moderadamente elevado.

Na Tabela 9 são apresentados os valores da caracterização da manipueira, adicionada como fonte de carbono no início da fase anóxica.

**Tabela 9** Caracterização físico-química da manipueira

Parâmetro	Valores*
pH	5,45±0,38
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	6863,12±1813,2
Alcalinidade total (mg.L <sup>-1</sup> )	76,17±3,7

\* média ± desvio padrão

Mees (2011) utilizou a manipueira como fonte externa de carbono (DQO de 6466,13 mg.L<sup>-1</sup> e pH de 4,31), com relação C:N de 6 no início da fase anóxica, juntamente com o tempo de ciclo de 16 horas, validando experimentalmente o processo de remoção global de nitrogênio inorgânico, de efluente avícola, no processo completo (nitrificação-desnitrificação) com 85,83±0,87% de eficiência em RBS.

Kummer *et al.* (2011) utilizaram manipueira, com concentração de DQO de 5056 mg.L<sup>-1</sup> e relação DQO/N variável de 3,2 a 5,4, para a desnitrificação de efluente de tilápia, obtendo 100% de eficiência na remoção de nitrogênio, comprovando a eficiência deste efluente como fonte de carbono para a desnitrificação. A manipueira utilizada neste estudo apresentou concentração semelhante.

Águas residuárias de fecularias caracterizam-se por apresentar concentração de matéria orgânica, expressa em Carbono Orgânico Total - COT em torno de 2.604 mg.L<sup>-1</sup>, DBO de 11.484 mg.L<sup>-1</sup> e pH de 6,18 (FEIDEN; CEREDA, 2003).

## 5.2 Aclimação do sistema às condições operacionais

Na Tabela 10 são apresentados os dados das bateladas de aclimação da fase de nitrificação com tempo de reação aeróbia de 7 d. A distribuição do tempo nas fases operacionais encontra-se na Tabela 2.

**Tabela 10** Resultados do tempo de ciclo de 7 dias – aclimação da fase aeróbia

Variável	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )			N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )		
	Entrada	Saída	Remoção (%)	Entrada	Saída	Conversão (%)
Conc.	64,54	6,32	90,23	5,49	46,13	71,40
Desvio Padrão	0,95	2,35	3,35	0,31	15,49	22,09
CV(%)	1,47	37,14	3,71	5,63	33,58	30,94

Os dados apresentados na Tabela 10 foram obtidos a partir de 8 amostras analisadas. Durante este período de adaptação do sistema, houve conversão de 71,40% de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. Os coeficientes de variação superiores a 20% são justificados pelo fato de que, no início deste teste, o sistema não era tão eficiente, o que foi ocorrendo gradualmente.

A partir deste resultado, avançou-se na etapa de aclimação, promovendo o processo completo, com nitrificação seguida de desnitrificação no mesmo ciclo operacional. Na Tabela 11 são apresentados os resultados médios obtidos nos tempos de ciclo (TC) testados nesta etapa do trabalho. A eficiência do processo de nitrificação, quanto à remoção do nitrogênio amoniacal foi de 97,19%, 78,84%, 78,53% e 79,92%, respectivamente, para os tempos de 16 h, 24 h, 36 h e 72 h. Na fase de desnitrificação, as eficiências de remoção de nitrogênio (nitrito + nitrato) foram de 85,2%, 92,78%, 93,92% e 69,90%, nos tempos de 16 h, 24 h, 36 h e 72 h, respectivamente. A distribuição do tempo durante as fases operacionais destas condições encontra-se na Tabela 2.

**Tabela 11** Concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos TC de 72 h, 36 h, 24 h e 16 h, durante as fases operacionais do RBS

Variável	TC	Entrada fase de Nitrificação	Saída fase de Nitrificação	Entrada fase de Desnitrificação	Saída fase de Desnitrificação
$\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	72 h	64,58 ± 0,56	13,55 ± 8,37	8,71 ± 5,03	10,94 ± 5,08
	36 h	77,00 ± 3,30	16,50 ± 2,04	16,30 ± 0,96	16,01 ± 0,66
	24 h	76,88 ± 9,45	16,27 ± 9,29	17,53 ± 9,59	16,52 ± 11,61
	16 h	78,04 ± 24,79	2,19 ± 3,04	3,43 ± 2,47	4,08 ± 3,17
$\text{N-NO}_2^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	72 h	2,80 ± 1,64	5,60 ± 6,35	6,60 ± 5,32	9,50 ± 4,60
	36 h	3,00 ± 2,00	28,00 ± 11,27	28,00 ± 10,39	2,70 ± 0,58
	24 h	6,40 ± 2,51	48,40 ± 20,50	48,00 ± 18,56	3,46 ± 0,75
	16 h	1,40 ± 0,42	44,30 ± 9,06	44,30 ± 8,31	7,10 ± 7,55
$\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	72 h	5,96 ± 5,30	62,00 ± 36,57	58,26 ± 38,26	10,85 ± 10,79
	36 h	3,90 ± 2,50	42,70 ± 9,29	58,70 ± 28,29	2,60 ± 0,95
	24 h	9,74 ± 3,29	64,00 ± 13,87	57,00 ± 10,37	4,12 ± 0,93
	16 h	1,54 ± 0,26	77,50 ± 14,47	70,50 ± 10,22	9,89 ± 12,43

Concentração média em  $\text{mg.L}^{-1}$  ± desvio padrão

Dallago (2009), operando um RBS com volume útil de 3,5 L e TC de 72 h, obteve conversão do nitrogênio amoniacal a  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NO}_2^-$  de 91,54% e 73,33%; em relação ao processo de desnitrificação, obteve eficiências de remoção de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NO}_2^-$  de 71,26 e 55,94%. Resultados estes semelhantes aos encontrados no presente trabalho, sendo, portanto, as eficiências consideradas satisfatórias nesta fase de adaptação.

Andrade *et al.* (2010) utilizaram um RBS com volume útil de 2,5 L, com tempo de reação aeróbia de 24 horas e concentração de nitrogênio amoniacal inicial de 70 mg/L e obtiveram conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  a  $\text{N-NO}_3^-$  de 86%. Tal tempo de reação corresponde, neste estudo, com o TC de 36 h, em que o tempo de reação aeróbia foi de 23 h e a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito mais nitrato foi de 91,28%.

Buscando a aclimação de um reator para nitrificação, Reginatto *et al.* (2007) utilizaram lodo de esgoto sanitário como inóculo e aumentaram gradativamente a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  aplicada ao sistema, de 22,8  $\text{mg.L}^{-1}$  até 150  $\text{mg.L}^{-1}$ , com tempo reacional de 5,3 d. Aos 120 dias de operação, a eficiência do processo de nitrificação atingiu 85%. Com isso, os autores concluíram ter havido aclimação dos microrganismos para o tratamento dos efluentes da indústria frigorífica.

A estratégia de adaptação mostrou-se satisfatória, visto que, conforme o tempo de ciclo foi diminuindo, o sistema teve seu desempenho melhorado. Considerou-se, então, que o RBS estudado encontrava-se aclimatado, com biomassa capaz de promover eficientemente a remoção biológica de nitrogênio, sendo possível submetê-lo à variação dos fatores que objetivaram esta pesquisa, a vazão de ar e o tempo de ciclos.

### 5.3 Pré-teste de Desnitrificação

Para avaliar a possibilidade de redução no tempo necessário para completar os ciclos do RBS eficientemente, realizaram-se testes com redução nos tempos reacionais da fase anóxica. Na Tabela 12 são apresentados os valores obtidos durante o pré-teste da desnitrificação. A distribuição do tempo nas fases operacionais desta etapa encontra-se na Tabela 3.

**Tabela 12** Concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos TC de 15 h, 14 h e 13 h, durante as fases operacionais do RBS

Variável	TC	Entrada fase de Nitrificação	Saída fase de Nitrificação	Entrada fase de Desnitrificação	Saída fase de Desnitrificação
$\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15 h	63,33 ± 14,9	4,17 ± 4,72	4,96 ± 4,48	4,80 ± 4,94
	14 h	54,37 ± 3,50	5,56 ± 9,06	6,13 ± 8,85	5,68 ± 8,93
	13 h	66,16 ± 12,91	0,74 ± 1,34	1,58 ± 0,46	1,30 ± 0,75
$\text{N-NO}_2^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15 h	2,90 ± 1,43	42,50 ± 7,77	39,83 ± 7,89	5,00 ± 6,66
	14 h	2,07 ± 1,04	35,40 ± 12,44	33,80 ± 12,64	5,80 ± 3,83
	13 h	2,00 ± 0,82	98,75 ± 18,43	67,50 ± 20,21	13,13 ± 10,09
$\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	15 h	3,53 ± 2,78	75,83 ± 4,47	71,67 ± 6,12	6,88 ± 12,77
	14 h	4,29 ± 2,60	68,50 ± 24,79	61,50 ± 23,36	9,19 ± 6,66
	13 h	1,56 ± 0,54	91,88 ± 27,26	76,88 ± 36,75	24,60 ± 35,49

Concentração média em  $\text{mg.L}^{-1}$  ± desvio padrão

Na fase de nitrificação, as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+$  foram semelhantes nos três tratamentos avaliados, com média de 95,16%, tendo em vista que o tempo da nitrificação (fase aerada) foi de 10 h para todos.

Na desnitrificação, em que variou-se o tempo de reação, estes não apresentaram diferença significativa a 95% de confiança. Obtiveram-se eficiências de remoção de  $\text{N-NO}_2^-$  mais  $\text{N-NO}_3^-$  de 89,37%, 85,29% e 73,87% para os tempos de 3 h, 2 h e 1 h, respectivamente.

No entanto, mesmo sem diferença estatística, considerou-se haver tendência de decréscimo da eficiência de remoção de  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$  com o tempo de reação anóxica de uma hora. Portanto, para o prosseguimento do experimento, optou-se por tempos de reação superiores a duas horas de desnitrificação.

#### 5.4 Avaliação dos fatores Tempo de Ciclo e Vazão de Ar utilizando o Planejamento Fatorial

Utilizando a ferramenta do planejamento fatorial, é possível investigar a influência dos fatores e a sua interação, pois experimentos delineados em esquemas fatoriais envolvem combinações entre os níveis dos fatores (variável independente ou preditora) (RODRIGUES; IEMMA, 2009).

Na Tabela 13 é apresentada a matriz do delineamento experimental, com os níveis de cada fator e as respostas obtidas no decorrer dos ensaios realizados.

**Tabela 13** Matriz do planejamento fatorial ( $2^2$ ) com as variáveis independentes e respostas quanto à remoção de nitrogênio

ENSAIOS	FATORES		VARIÁVEIS RESPOSTA			
	Vazão de Ar (L.min <sup>-1</sup> .Lreator <sup>-1</sup> )	Tempo de Ciclo (horas)	NITRIFICAÇÃO	DESNITRIFICAÇÃO		PROCESSO COMPLETO
			Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	Remoção de N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (%)	Remoção de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)	Remoção de N-Inorgânico Total (%)
1	0,25	11,35	26,07	80,00	90,37	37,06
2	0,75	11,35	66,55	93,10	91,40	42,51
3	0,25	18,25	60,89	88,89	93,71	74,30
4	0,75	18,25	70,58	92,31	96,14	85,49
5	0,50	15,15	77,64	97,14	98,06	90,31
6	0,50	15,15	84,07	96,83	98,68	93,35
7	0,50	15,15	76,03	96,43	97,98	87,36
8	0,50	15,15	85,16	96,43	97,34	87,06
9	0,50	15,15	75,56	95,35	97,69	70,66

A partir dos dados da eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico total (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) apresentados na Tabela 13, foram realizadas as análises estatísticas, tabela de efeitos e gráfico de pareto.

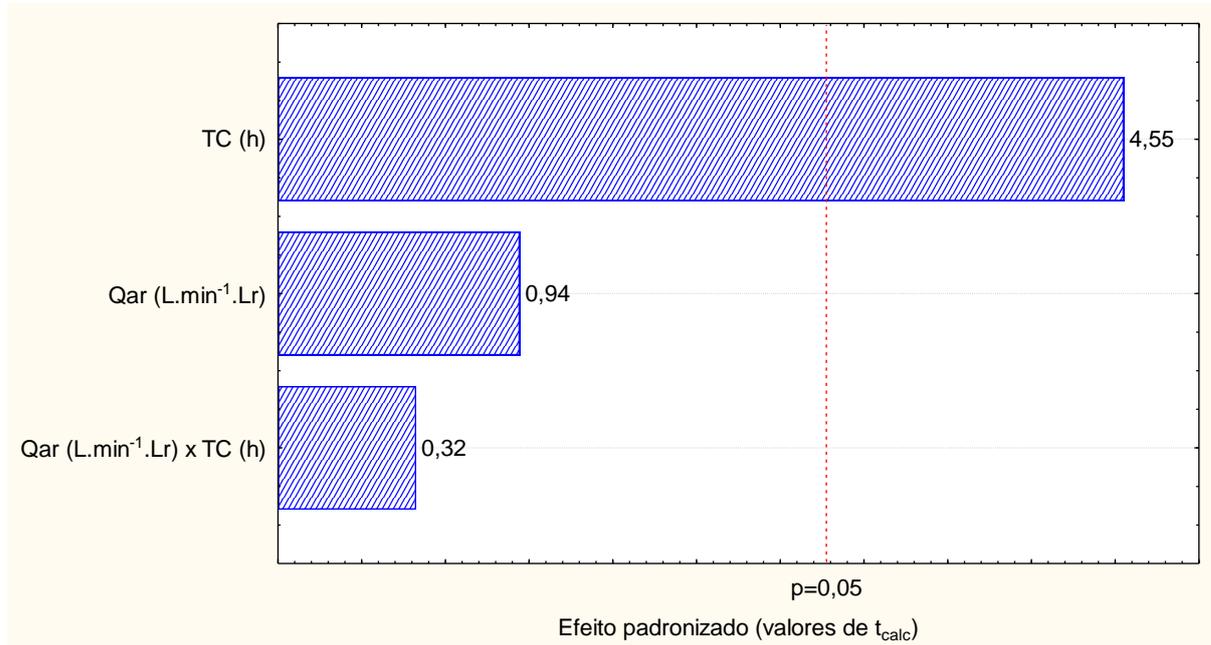
Na Tabela 14 são apresentados os efeitos estimados para a variável resposta remoção de nitrogênio inorgânico total.

**Tabela 14** Efeitos estimados da eficiência de remoção do nitrogênio inorgânico total

Parâmetro	Efeito	Erro padrão	p-valor
Intercepto	74,23	2,93	<b>0,000015</b>
Qar (L.min <sup>-1</sup> .Lreator <sup>-1</sup> )	8,32	8,81	0,398521
TC (horas)	40,11	8,81	<b>0,010402</b>
Qar x TC	2,87	8,81	0,760970

Os parâmetros que apresentaram p-valor menor que 0,05 são significativos no intervalo de confiança de 95%.

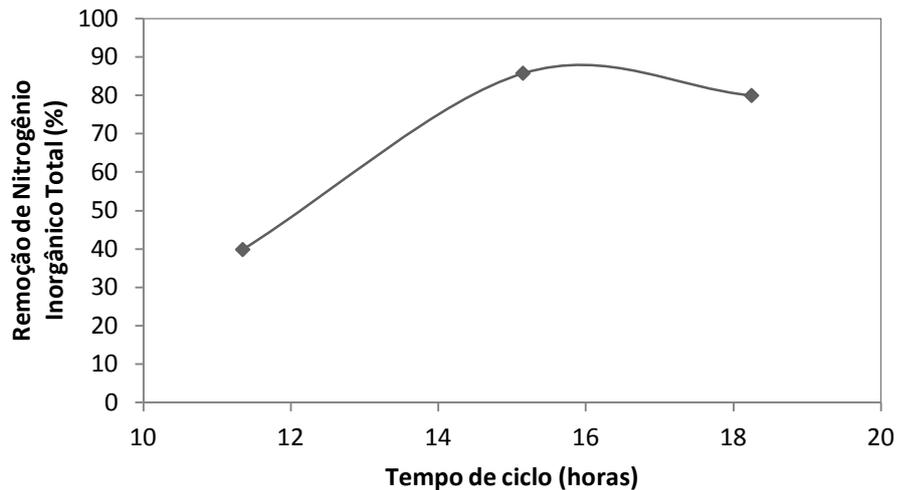
Na Figura 2 são ilustrados os parâmetros analisados em relação à eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico no processo completo. Os parâmetros cujas colunas horizontais ultrapassam a linha tracejada são significativos para um intervalo de confiança de 95%.



**Figura 2** Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados (valores de  $t_{calc}$ ) para a variável eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico total

Pode-se concluir que, ao nível de 5% de significância, somente o fator tempo de ciclo foi significativo. O efeito da variável tempo de ciclo apresentou valor significativo e positivo, indicando que o processo de remoção de nitrogênio inorgânico total foi favorecido com os maiores tempos de ciclo aplicados. Portanto, a eficiência de remoção tende a aumentar com o aumento do tempo de reação. Já os efeitos da variável vazão de ar e da interação entre as variáveis não apresentaram valor significativo para as condições testadas ( $p$ -valor > 0,05), indicando a possibilidade de utilizar vazões de ar menores, com a mesma eficiência, ocasionando redução no consumo de energia para esta finalidade.

Na Figura 3 é apresentado o perfil da remoção de nitrogênio inorgânico total em função do tempo de ciclo.



**Figura 3** Eficiência de remoção de N-inorgânico total em função do TC

Para os dados obtidos, não foi possível ajustar o modelo linear e verificou-se uma tendência ao platô.

Entre os fatores analisados, o melhor resultado quanto à eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico total, no processo completo, 85,75%, foi obtido com vazão de ar de  $0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  e tempo de ciclo de 15,15 h. Quando o tempo de ciclo foi de 11,35 h, a eficiência obtida foi de 39,78% e, no TC de 18,25 h, obteve-se 79,89% de eficiência.

Zenatti *et al.* (2009), buscando avaliar a nitrificação em RBS tratando efluente de abatedouro de tilápia, obteve eficiência média de 81,90% na remoção de nitrogênio amoniacal quando o reator foi operado com 12 horas de reação e com vazão de ar de entrada de  $6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ; entretanto, a conversão só se mostrou afetada significativamente pelo tempo de reação.

Brown, Ong e Lee (2010) avaliaram a influência do tempo na remoção de nitrogênio, utilizando um reator com volume de 12 L e mantendo concentração de OD em  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Os autores observaram as melhores eficiências na remoção do nitrogênio total, 76% a 89%, quando o tempo de reação aeróbia e anóxica foram de 8 h e 4 h, respectivamente.

Mees (2010) também observou efeito positivo do fator tempo de ciclo, avaliando a relação carbono:nitrogênio (3, 6 e 9) e o tempo de ciclo (8 h, 12 h e 16 h) na remoção de nitrogênio de efluente de abatedouro de aves em RBS. A autora obteve os melhores resultados de eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico total para os valores de TC entre 12 h e 16 h e valores de relação C:N entre 3 e 6, com médias entre 80,76% e 85,57%, operando com vazão de ar de entrada ajustada em  $3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ . Tais resultados foram semelhantes aos obtidos neste estudo, com tempo de ciclo de 15,15 h, relação C:N de 5,28 e vazão de ar de  $0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ , o que resultou na concentração de  $3,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de oxigênio dissolvido.

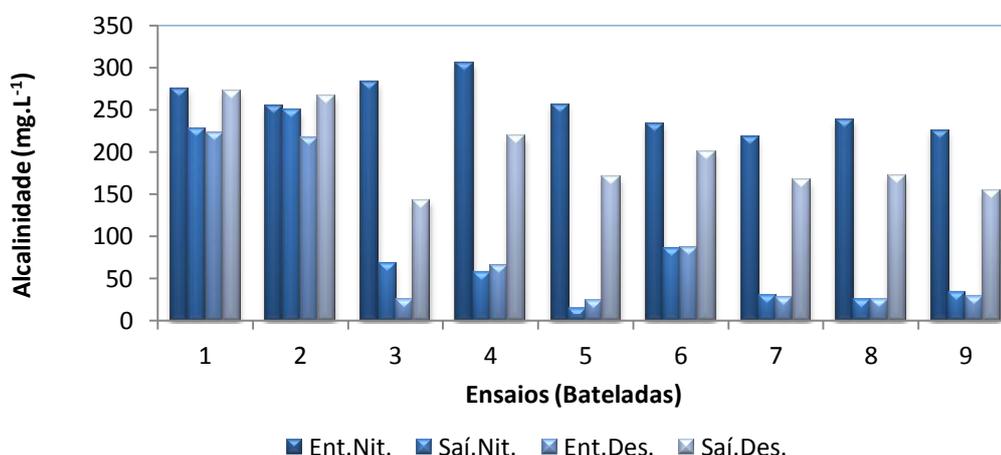
A vazão de ar afeta a remoção de nitrogênio amoniacal, mas não afeta para a remoção de  $\text{N-NO}_2^-$  ou de  $\text{N-NO}_3^-$  e, por isso, considerou-se para a análise estatística somente a remoção de nitrogênio inorgânico total, que representa o comportamento do ciclo completo (nitrificação/desnitrificação).

Para os ensaios em que foram consideradas as maiores eficiências na remoção de N-inorgânico total, com TC de 15,15 h e vazão de ar de  $0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ , a concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente do reator foi de  $13,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , resultado este que atende ao definido pela resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), em que o valor máximo permitido para o lançamento de efluentes, que é de  $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

#### 5.4.1 Monitoramento do pH, alcalinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos voláteis e relação carbono:nitrogênio

Durante os ensaios realizados foram monitorados parâmetros alcalinidade, pH, temperatura, SSV e relação DQO:N, tendo em vista que os mesmos podem influenciar nos processos de remoção de nitrogênio.

Na Figura 4 é apresentado o comportamento da alcalinidade, durante o processo de nitrificação e desnitrificação nos nove ensaios do planejamento fatorial, em que se avaliou os fatores tempo de ciclo e vazão de ar.



**Figura 4** Valores de Alcalinidade nas fases de nitrificação e desnitrificação durante o planejamento fatorial

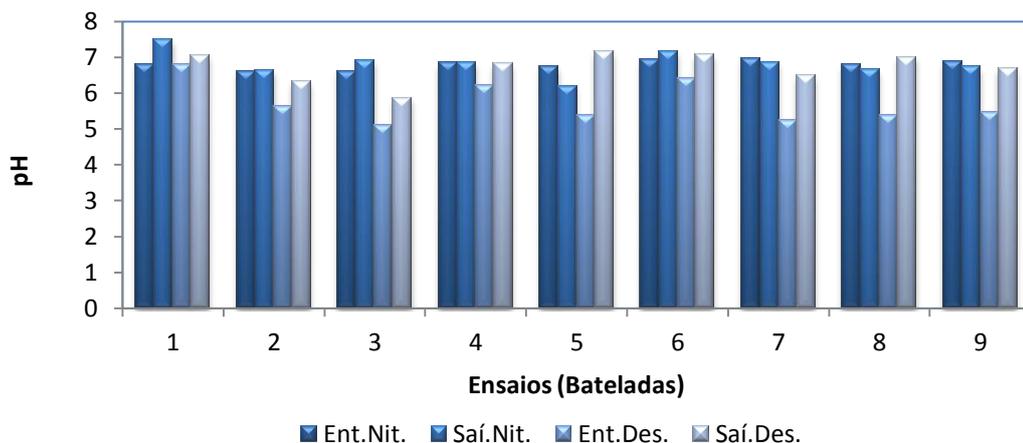
Os ensaios 1 e 2 apresentaram as menores respostas para a remoção de nitrogênio inorgânico total. Portanto, nestes casos não houve consumo significativo de alcalinidade na fase aeróbia, nem sua geração na fase anóxica. Para os demais ensaios, observa-se consumo da alcalinidade durante a oxidação do  $\text{N-NH}_4^+$  com valor médio de 82%, e o

aumento no valor da alcalinidade ao final da fase de desnitrificação de aproximadamente 69%.

Teoricamente, a diferença entre alcalinidade afluente e efluente (como  $\text{CaCO}_3\text{-L}$ ) é  $7,14 - 3,57 = 3,57 \text{ mg.L}^{-1}$  por  $\text{mg.L}^{-1}$  de nitrogênio removido (LI; IRVIN, 2007). Desta forma a alcalinidade consumida durante o processo de nitrificação é parcialmente alimentada (cerca de 62,5%), durante a desnitrificação (U.S.EPA, 2009).

No processo de nitrificação, estequiometricamente 2 mols de  $\text{H}^+$  são produzidos por mol de íon amônio oxidado. Segundo Metcalf e Eddy (2003), a produção de 1 mol de  $\text{H}^+$  é equivalente ao consumo de 1 mol de alcalinidade ou 50 g de  $\text{CaCO}_3$ , sendo necessários aproximadamente 7,14 mg de  $\text{CaCO}_3$  por mg de nitrogênio amoniacal oxidado. Assim, para a manutenção de valores de pH em níveis aceitáveis, é necessário adicionar alcalinidade ao sistema, sendo que a quantidade depende da concentração da alcalinidade inicial e a quantidade do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a ser oxidado (SURAMPALLI et al., 1997).

Com relação ao monitoramento do pH, pode-se observar na Figura 5 a sua variação durante o processo de nitrificação e desnitrificação durante os tratamentos estudados.



**Figura 5** Valores de pH nas fases de nitrificação e desnitrificação durante o planejamento fatorial

Pela visualização da Figura 5, pode-se observar que os valores de pH durante o processo de nitrificação, em todos os ensaios realizados, variaram de 6,78 a 6,82. WEF et al. (2005) sugerem pH ótimo para nitrificação variável na faixa de 6,5 a 8,0. Enquanto que na desnitrificação o pH variou de 5,73 e 6,72, sendo que a manipueira contribuiu para a queda do pH a valores críticos, o que foi restabelecido durante o processo. Metcalf e Eddy (2003) afirmaram que o pH ótimo para as bactérias desnitrificantes varia entre 6,5 e 7,5.

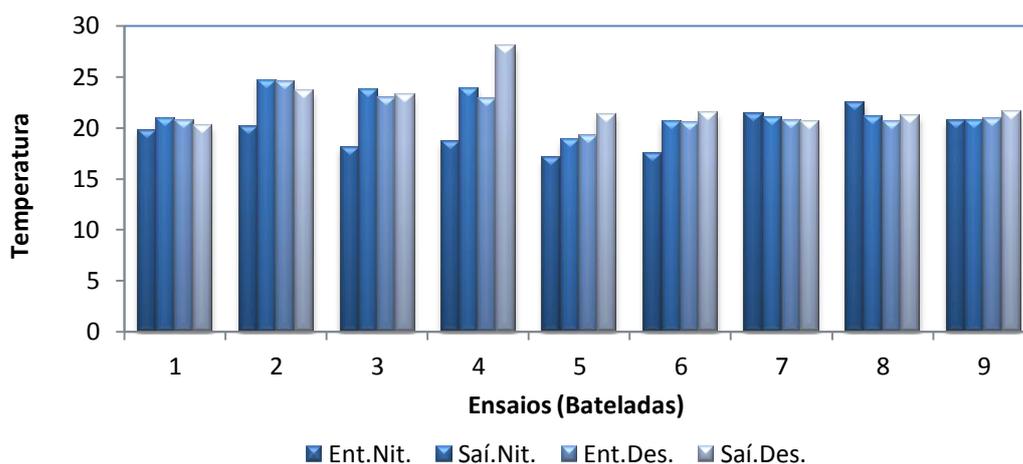
A redução do pH decorrente da oxidação de amônia propicia o aumento da concentração de ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ) de acordo com a equação de equilíbrio  $\text{NO}_2^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HNO}_2$ . Portanto, em pH abaixo de 5,5, ocorre inibição tanto de *Nitrosomonas*

quanto de *Nitrobacter* devido à presença do ácido nitroso livre nas concentrações de 0,2 a 2,8 mg N-HNO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> (ANTHONISEN et al., 1976).

Dallago *et al.* (2009), avaliando a influência de diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação e desnitrificação de afluente avícola, observaram comportamentos semelhantes em relação ao pH durante a nitrificação e desnitrificação, com diminuição de 0,6 a 0,82 durante a fase de nitrificação e aumento de 0,27 a 0,56 durante a desnitrificação.

A alcalinidade e o pH são parâmetros analiticamente interligados e indicam o desempenho da remoção biológica de nitrogênio. A alcalinidade manteve comportamento convencional, de diminuir durante a oxidação do nitrogênio amoniacal e de aumentar durante o processo de redução das formas oxidadas a nitrogênio molecular.

Neste estudo a temperatura não foi controlada, sendo apenas monitorada, operando com médias de 19,5 °C no início da fase de nitrificação e completando a fase de desnitrificação com 22,4 °C. O seu comportamento pode ser observado na Figura 6.



**Figura 6** Valores de temperatura nas fases de nitrificação e desnitrificação durante o planejamento fatorial

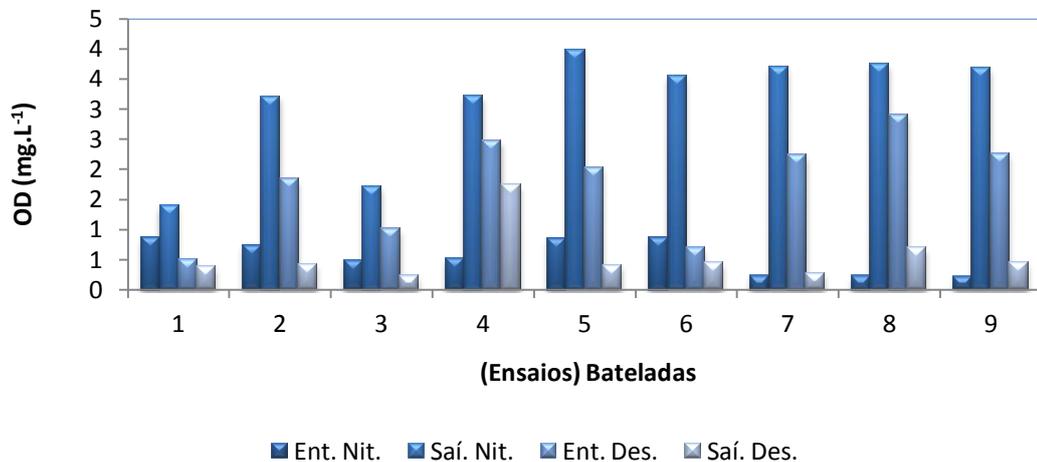
Kargi e Uygur (2003), operando um RBS com 5 L de volume útil, controlaram a temperatura em torno de 25°C, obtendo remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 94%.

Mees (2010), operando RBS com volume útil de 5 L, manteve o sistema em sala climatizada à temperatura de 26 °C (±1°C), sendo que a temperatura média da água residuária variou de 25,2±0,26°C a 27,8±0,54°C.

Fontenot *et al.* (2007), testando diferentes temperaturas (22 °C, 28 °C, 37 °C e 45 °C) no tratamento de efluentes de aquicultura de camarão com uso de RBS, observaram que as temperaturas na faixa de 22 °C a 37 °C promoveram desempenho semelhante, com redução de todas as espécies de nitrogênio avaliadas (nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal) e

carbono, superiores a 89%. Elefsiniotis e Li (2006) observaram que a remoção no nitrato foi concluída mesmo a 10 °C.

Na Figura 7 é apresentado o comportamento do oxigênio dissolvido durante o processo de nitrificação e desnitrificação durante os nove ensaios.



**Figura 7** Valores de oxigênio dissolvido nas fases de nitrificação e desnitrificação durante o planejamento fatorial

Operando um reator com 1,2 L de volume de trabalho, Ducey *et al.* (2010) forneceram ao reator vazão de ar variável de 0,6 a 1,0 L.min<sup>-1</sup>, mantendo a concentração de OD na massa líquida superior a 3 mg.L<sup>-1</sup>. No presente estudo, a vazão de ar fornecida foi variável de 0,25 a 0,75 L.min<sup>-1</sup>.L<sub>reator</sub><sup>-1</sup>, mantendo a concentração de OD em aproximadamente 3,13 mg.L<sup>-1</sup>.

Em sistemas de desnitrificação, a manutenção de baixa concentração de oxigênio dissolvido é muito importante para obter altas taxas de remoção de nitrato. A desnitrificação pode ser completamente inibida na concentração de OD inferior a 0,2 mg.L<sup>-1</sup> (Wiesmann *et al.*, 2007). Neste estudo, os valores de OD na fase anóxica variaram na faixa de 0,56-1,77 mg.L<sup>-1</sup>.

Hanaki, Wantawin e Ohgaki (1990) mostraram que os microrganismos apresentam algumas características novas sob condições de concentração de oxigênio dissolvido de 0,5 mg.L<sup>-1</sup>. A taxa de respiração das bactérias aeróbias não tem grande diferença do seu nível normal quando o OD é mantido nesta concentração. Zhu *et al.* (1997) mostraram que baixo nível de OD (0,5 - 1 mg.L<sup>-1</sup>) não resultou na diminuição da taxa de oxidação de DQO e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, desde que mantidos em uma batelada de longa duração.

Hu *et al.* (2005) utilizaram um RBS para remover nitrogênio de um efluente sintético contendo 50 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal. O reator de 10 L foi operado com temperatura controlada de 25±2 °C, com 12 h de tempo de reação aerada e 10,7 h de reação anóxica. Mostraram que as eficiências da oxidação do nitrogênio amoniacal com aeração de 2,6 e 1,3

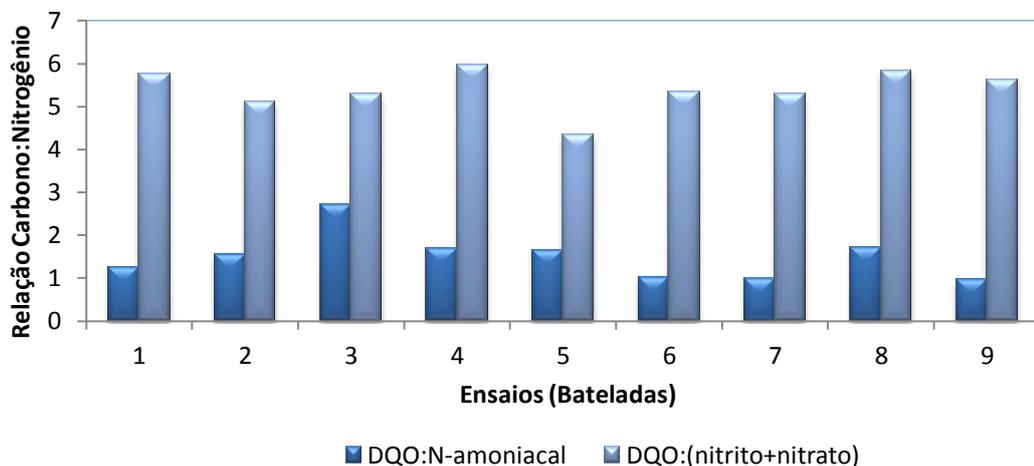
L.min<sup>-1</sup> foram muito próximas, o que indica que o fornecimento excessivo de oxigênio não beneficiou a reação de nitrificação.

A concentração de sólidos suspensos voláteis dispersos na massa líquida do reator (MLSSV) foi mantida a 2655,2 mg.L<sup>-1</sup> e, no lodo, a concentração de sólidos suspensos voláteis foi de 9516,5, A U.S. EPA (2009) recomenda que a concentração de SSV no reator esteja entre 2000 e 4000 mg.L<sup>-1</sup>. Zeng *et al.* (2009) trataram esgoto doméstico em RBS de 11 L, controlando a temperatura em 19± °C e mantendo o MLSSV entre 3000-3500 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores obtiveram 97% de eficiência na remoção de nitrogênio total.

Yuan e Gao (2010) avaliaram o efeito do oxigênio dissolvido (1 mg.L<sup>-1</sup>, 2,5 mg.L<sup>-1</sup>, 3,5 mg.L<sup>-1</sup> e 4,5 mg.L<sup>-1</sup>) em um RBS de 14 L, controlando a temperatura em 31± 1 °C, e o MLSSV de 4000-4200 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores obtiveram eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 97,01%, quando a concentração de OD foi de 2,5 mg.L<sup>-1</sup>.

Rodríguez, Pino e Peñuela (2011) monitoraram a remoção de nitrogênio de efluentes de abatedouro pelo sistema RBS em escala piloto com volume de 2,96 m<sup>3</sup>, operado em ciclos de 8 horas e variando as concentrações de oxigênio dissolvido. Os autores verificaram o efeito da concentração de OD no processo de nitrificação. A saturação máxima que o reator atingiu na fase de aeração foi de 3,9 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, alcançando remoção de 71% do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> presente.

Na Figura 8 é apresentado o comportamento da relação carbono:nitrogênio durante as bateladas do planejamento fatorial.



**Figura 8** Relação carbono:nitrogênio durante as bateladas do planejamento fatorial

Na fase da nitrificação, a relação DQO:N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> manteve média de 1,49±0,55, atendendo ao preconizado por Metcalf e Eddy (2003), de que a relação carbono:nitrogênio na fase de nitrificação seja menor do que 3. Na fase de desnitrificação a média foi de 5,39±0,48, buscando atender o valor aproximado de 6, validado experimentalmente por Mees (2010).

## 5.5 Avaliação do fator Tempo de Ciclo utilizando análise de regressão de Platô

O fator vazão de ar já foi conclusivo na etapa anterior do experimento, sendo observado que, para as condições aplicadas nesta pesquisa e com 95% de confiança, o fluxo de ar de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  mostrou-se suficiente para promover a aeração da fase de nitrificação e, portanto, adicionar concentrações maiores representaria gasto desnecessário de energia.

Sequencialmente, optou-se por um planejamento experimental que remetesse a uma regressão, fixando-se a vazão de ar em  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  e aumentando os tempos de ciclo progressivamente até observar valor constante de eficiência de remoção de nitrogênio.

Os modelos de platô linear foram denominados por Anderson e Nelson (1975), ao estudarem uma família de modelos para descrever respostas à aplicação de nutrientes, enfatizando que processos com relação entre crescimento, produção de plantas e aplicação de nutrientes são biologicamente de resposta não-linear.

Nesta fase do experimento, a vazão de ar de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  manteve a concentração de oxigênio dissolvido em média de  $2,64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  na fase aerada e de  $0,51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ao final da fase anóxica. A temperatura média foi de  $23,6\pm 1,19 \text{ }^\circ\text{C}$  e a concentração média de SSV na biomassa sedimentada (lodo) de  $9886,37\pm 103,48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

A alcalinidade foi corrigida no início da fase aerada, com solução de bicarbonato de sódio 1M. O tratamento 1, em que o TC foi de 11,35 h, apresentou o menor valor de eficiência na remoção do nitrogênio inorgânico total ( $42,6\pm 3,22\%$ ) e praticamente não houve variação nos valores da alcalinidade, sendo: entrada da fase de nitrificação ( $270\pm 18,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), saída da fase de nitrificação ( $190\pm 11,56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), entrada da fase de desnitrificação ( $180\pm 10,62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), saída da fase de desnitrificação ( $252,12\pm 17,13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Durante os demais tratamentos, que apresentaram eficiências semelhantes, a alcalinidade apresentou o seguinte comportamento médio: entrada da fase de nitrificação ( $285,55\pm 8,74$ ), saída da fase de nitrificação ( $15\pm 4,53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), entrada da fase de desnitrificação ( $16\pm 98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), saída da fase de desnitrificação ( $190,25\pm 5,66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

O pH, durante a fase de nitrificação, manteve-se na média de  $6,7\pm 0,35$  e na fase de desnitrificação seu valor foi  $6,4\pm 0,38$ .

Na tabela 16 são apresentados os valores obtidos durante os tratamentos quanto às respostas remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , remoção de  $\text{NO}_2^-$ , remoção de  $\text{NO}_3^-$  e remoção de nitrogênio inorgânico total.

**Tabela 15** Delineamento experimental e resultados obtidos quanto à eficiência de nitrificação, desnitrificação e processo completo durante a regressão linear de platô

ENSAIOS	FATORES		VARIÁVEIS RESPOSTA			
	Qar (L.min <sup>-1</sup> .L.reator <sup>-1</sup> )	TC (horas)	NITRIFICAÇÃO	DESNITRIFICAÇÃO		PROCESSO COMPLETO
			Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	Remoção de N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (%)	Remoção de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)	Remoção de NIT (%)
T1	0,25	11,35	40,76	100,00	88,18	46,07
T1	0,25	11,35	41,35	50,00	78,41	42,00
T1	0,25	11,35	40,80	50,00	69,57	39,72
T2	0,25	15,15	86,58	95,56	97,93	91,28
T2	0,25	15,15	87,34	95,65	98,08	91,70
T2	0,25	15,15	86,85	95,45	98,17	91,98
T3	0,25	18,25	90,05	95,65	98,22	93,41
T3	0,25	18,25	91,24	97,62	98,13	94,70
T3	0,25	18,25	88,41	95,35	97,56	92,43
T4	0,25	22,75	88,27	95,45	98,11	92,35
T4	0,25	22,75	88,53	95,45	97,88	92,23
T4	0,25	22,75	89,04	95,24	98,08	92,81
T5	0,25	28,00	90,41	95,00	97,90	93,70
T5	0,25	28,00	88,79	95,24	97,67	93,21
T5	0,25	28,00	90,41	95,45	98,23	94,28
T6	0,25	33,00	88,93	95,12	98,29	93,14
T6	0,25	33,00	89,29	95,65	98,41	93,63
T6	0,25	33,00	90,45	95,83	98,49	93,13

### 5.5.1 Remoção de nitrogênio amoniacal

Na Tabela 17 são apresentados os valores da análise de regressão linear de Platô para prever a variável resposta remoção de nitrogênio amoniacal.

**Tabela 16** Resultados da análise de regressão para prever a eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Parâmetros Calculados					
Parâmetro	Intercepto	Coeficiente	Dados	SQD	SQD-Total
Reta	-105,18	12,87	2	0,00	5,26
Plateau	88,74		4	5,26	
Encontro das Retas					
Variável			Valor		
Tempo de Ciclo (h)			15,06		
Eficiência de remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)			88,74		
$r^2=0,9968$					

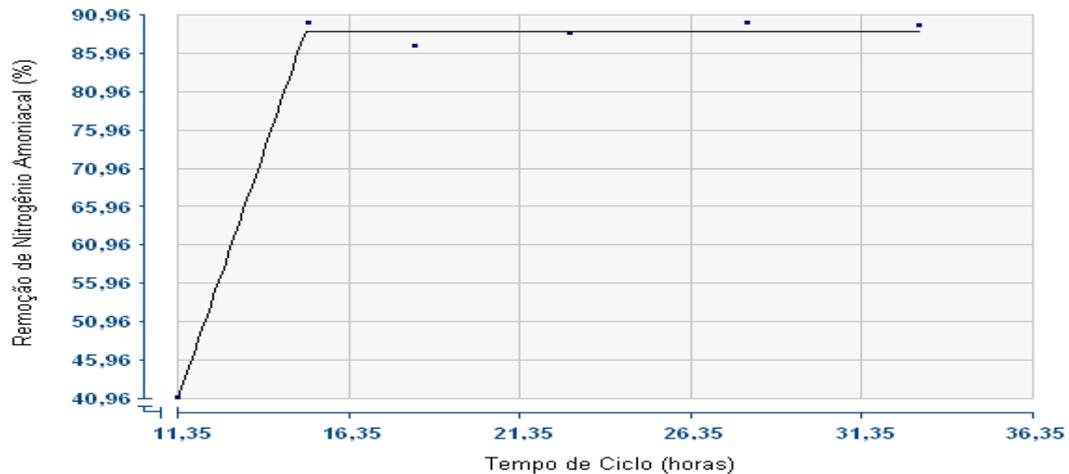
A equação de regressão estimada é representada por:

$$\hat{Y} = -105,18 + 12,87 \cdot X, \text{ para } 11,35 \leq X \leq 15,06 \quad \text{Eq.(5)}$$

$$Y = 88,74, \text{ para } 15,06 \leq X \leq 33 \quad \text{Eq.(6)}$$

Pela análise de regressão com resposta em platô, o ponto de máxima inflexão da curva gerada, corresponde ao tempo de ciclo de 15,06 h, sendo este o nível recomendado para se obter o máximo de remoção de nitrogênio amoniacal, estimado em 88,74%.

Na Figura 9 é apresentada a determinação do platô entre tempo de ciclo e remoção de nitrogênio amoniacal.



**Figura 9** Resposta linear do platô entre TC e a remoção de nitrogênio amoniacal

Em estudo avaliando a influência da aeração e do tempo de reação, no processo de nitrificação de efluente de abatedouro de peixes, usando reator em bateladas sequenciais 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  $6 \text{ L min}^{-1}$  para volume de 2,5 L de efluente e tempo de reação aeróbia de 12 h. Tais resultados foram semelhantes aos obtidos no presente estudo; no entanto, a  $Q_{Ar}$  utilizada foi inferior ( $0,25 \text{ L.min}^{-1} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1}$ ) e a fase aeróbia aplicada de 10,15 h.

### 5.5.2 Remoção de Nitrito

Os resultados da análise de regressão de linear de Platô para a variável resposta remoção de nitrito podem ser observados na Tabela 18.

**Tabela 17** Resultados da análise de regressão para predizer a eficiência de remoção de  $\text{N-NO}_2^-$

Parâmetros Calculados					
Parâmetro	Intercepto	Coeficiente	Dados	SQD	SQD-Total
Reta	-21,43	7,76	2	0,00	0,0684
Plateau	95,42		4	0,068	
Encontro das Retas					
Variável			Valor		
Tempo de Ciclo (h)			15,05		
Eficiência de remoção de $\text{N-NO}_2^-$ (%)			95,42		
$r^2=0,9992$					

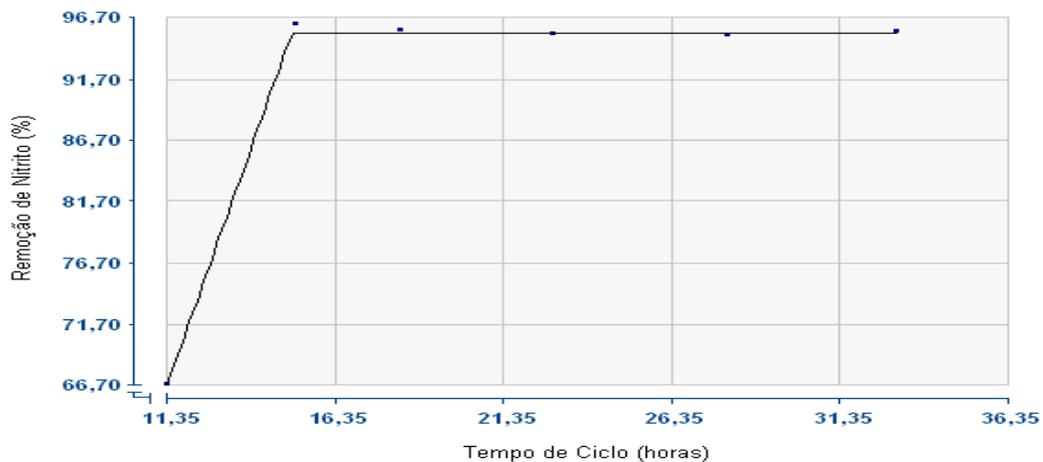
A equação de regressão estimada é representada por:

$$\hat{Y} = -21,43 + 7,76 * X, \text{ para } 11,35 \leq X \leq 15,05 \quad \text{Eq.(7)}$$

$$Y = 95,42, \text{ para } 15,05 \leq X \leq 33 \quad \text{Eq.(8)}$$

Pela análise de regressão com resposta em platô, o ponto de máxima inflexão da curva gerada, corresponde ao tempo de ciclo de 15,05 h, sendo este o valor recomendado para se obter o máximo de remoção de nitrogênio amoniacal, estimado em 95,42%.

Na Figura 10 é apresentada a determinação do platô entre tempo de ciclo e remoção de nitrito.



**Figura 10** Resposta linear do platô entre TC e a remoção de nitrito

Na pesquisa de Mees (2010), os maiores valores de remoção de  $N-NO_2^-$ , 95,56%, 93,19% e 92,73%, foram obtidos com TC de 16 h (C/N=3), TC de 16h (C/N=6) e TC de 19 h (C/N=4), respectivamente, o que corrobora com os resultados obtidos nesta pesquisa com TC de 15,04 h (C/N=5,29).

### 5.5.3 Remoção de Nitrato

Os resultados da análise de regressão de linear de Platô para a variável resposta remoção de nitrato podem ser observados na Tabela 19.

**Tabela 18** Resultados da análise de regressão para prever a eficiência de remoção de  $N-NO_3^-$

Parâmetros Calculados					
Parâmetro	Intercepto	Coefficiente	Dados	SQD	SQD-Total
Reta	21,22	5,06	2	0,00	0,12
Plateau	98,10		4	0,12	
Encontro das Retas					
Variável	Valor				
Tempo de Ciclo (h)	15,18				
Eficiência de remoção de $N-NO_3^-$ (%)	98,10				
$r^2 = 0,9996$					

A equação de regressão estimada é representada por:

$$\hat{Y} = 21,22 + 5,06 * X, \text{ para } 11,35 \leq X \leq 15,18 \quad \text{Eq. (9)}$$

$$Y = 99,1, \text{ para } 15,18 \leq X \leq 33 \quad \text{Eq. (10)}$$

Pela análise de regressão com resposta em platô, o ponto de máxima inflexão da curva gerada, corresponde ao tempo de ciclo de 15,18 h, sendo este o nível recomendado para se obter o máximo de remoção de nitrogênio amoniacal, estimado em 98,10%.

Na Figura 11 é apresentada a determinação do platô entre tempo de ciclo e remoção de nitrato.



**Figura 11** Resposta linear do platô entre TC e a remoção de nitrato

No trabalho de Mees (2010), os maiores valores de remoção de  $N-NO_3^-$  foram de 95,78%, 94,87% e 94,28%, obtidos com TC de 16 h (C/N=6), TC de 19 h (C/N=4) e TC de 20 h (C/N=6). Tais resultados são ligeiramente inferiores aos obtidos nesta pesquisa, porém com TC e relação C/N semelhantes.

#### 5.5.4 Remoção de Nitrogênio Inorgânico Total

Na Tabela 20 são apresentados os resultados da análise de regressão linear de Platô para a variável resposta remoção de nitrogênio inorgânico total.

**Tabela 19** Resultados da análise de regressão para prever a eficiência de remoção do processo completo

Parâmetros Calculados					
Parâmetro	Intercepto	Coefficiente	Dados	SQD	SQD-Total
Reta	-109,5	13,39	2	0,00	2,55
Plateau	92,78		4	2,55	
Encontro das Retas					
Variável			Valor		
Tempo de Ciclo (h)			15,1		
Eficiência de remoção de N-Inorg. Total (%)			92,78		
$r^2=0,9986$					

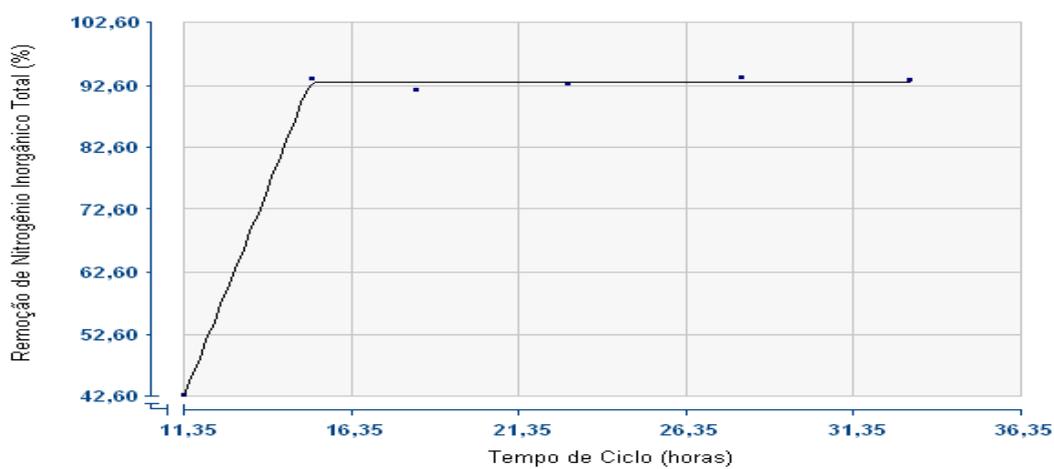
A equação de regressão estimada é representada por:

$$\hat{Y} = -109 + 13,4 \cdot X, \text{ para } 11,35 \leq X \leq 15,1 \quad \text{Eq. (11)}$$

$$Y = 92,8, \text{ para } 15,1 \leq X \leq 33 \quad \text{Eq. (12)}$$

Pela análise de regressão com resposta em platô, o ponto de máxima inflexão da curva gerada, corresponde ao tempo de ciclo de 15,1 h, sendo este o nível recomendado para se obter o máximo de remoção de nitrogênio amoniacal, estimado em 92,8%.

Na Figura 12 é apresentada a determinação do platô entre tempo de ciclo e remoção de nitrogênio inorgânico total.



**Figura 12** Resposta linear do platô entre TC e a remoção de nitrogênio inorgânico total

Li *et al.* (2008), ao avaliarem a operação de um RBS com ciclos de 8 h na 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).

De acordo com Mees (2010), os maiores valores de remoção de nitrogênio inorgânico total, 88,30%, 86,47% e 86,05%, foram observados com TC de 16 h (C/N=6), TC de 19 h (C/N=4) e TC de 20 h (C/N=6), respectivamente.

No presente estudo, a remoção máxima de nitrogênio inorgânico total, 92,78%, foi obtida com o TC de 15,1 horas, indicando que a aplicação de tempos de ciclos maiores não influencia positivamente na remoção de nitrogênio.

## 6 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos nas condições do presente estudo, pode-se concluir que:

- O fator Tempo de Ciclo influenciou significativamente, com intervalo de confiança de 95%, a remoção de nitrogênio inorgânico total;
- O fator Vazão de Ar não apresentou significância estatística, com 95% de confiança, para a variável resposta remoção de nitrogênio inorgânico total;
- A vazão de ar de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  foi satisfatória para promover oxigenação suficiente na fase de nitrificação, com oxigênio dissolvido acima de  $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;
- No Planejamento Fatorial, o melhor resultado quanto à eficiência de remoção de N-Inorgânico Total foi de 85,75%, obtido com vazão de ar de  $0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  e tempo de ciclo de 15,15 h;
- Nos ensaios de Regressão Linear de Platô, o melhor resultado quanto à eficiência de remoção de N-Inorgânico Total foi de 92,78%, com vazão de ar de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  e tempo de ciclo de 15,1 h;
- Os ensaios de Regressão Linear de Platô confirmaram os resultados obtidos no Planejamento Fatorial, indicando que a vazão de  $0,25 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}_{\text{reator}}^{-1}$  e o tempo de ciclo médio de 15 h foram adequados para a remoção de nitrogênio de efluente de abatedouro avícola.

## REFERÊNCIAS

ABEF. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS EXPORTADORES DE FRANGO. **Relatório Anual 2009/2010**. 2010. Disponível em: <<http://www.abef.com.br>>. Acesso em: 30 mar. 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed., Washington, DC: APHA, 1998.

ANDERSON, R.L.; NELSON, L.A. A family of models involving intersecting straight lines and concomitant experimental designs useful in evaluating response to fertilizer nutrients. **Biometrics**, Romênia, v. 31, p. 303-318, 1975.

ANDRADE, L.; KUMMER, A.C.B.; FAZOLO, A.; DAMASCENO, S.; HASAN, S.D.M. Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.160-167, jan/fev. 2010.

ANDREADAKIS, A.D. A comparative study of the air and oxygen activated sludge systems, **Environmental Technology**, Londres, v. 8, p. 209-220, 1987.

ANTHONISEN, C.A.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal WPCF**, Usa, n. 48, p.835-852, 1976.

BELMONTE, M. et al. Characteristics of nitrifying granules developed in an air pulsing SBR. **Process Biochemistry**, Eua, n. 44, p.602-606, 2009.

BOOPATHY R.; BONVILLAIN, C.; FONTENOT, Q.; KILGEN, M. Biological Treatment of Low-salinity Shrimp Aquaculture Wastewater Using Sequencing Batch Reactor. **Internacional Biodeterioration e Biodegradation**, Eua, n. 59, p.16-19, 2007.

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

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, Poder Legislativo, Brasília, DF, 2011.

BROWN, P.; ONG, S.K.; LEE, Y-W. Influence of anoxic and anaerobic hydraulic retention time on biological nitrogen and phosphorus removal in a membrane bioreactor **Desalination**, Eua, v. 270, p. 227-232, 2011.

CAMPOS, R.H.; VELHO, V.F.; COSTA, R.H.R. **Nitrificação, desnitrificação e respiração microbiana em reator com biofilmes em bateladas sequenciais (SBBR)**. In: XXX CONGRESSO DE LA ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30, 2006. Florianópolis: AIDIS, 2006

CASTRO DANIEL, L. M.; POZZI, E.; FOREST, E.; CHINALIA, F.A. Removal of Ammonium via Simultaneous Nitrification- Denitrification Nitrite-Shortcut in a Single packed-bed Batch Reactor. **Bioresource Technology**, Eua, n. 100, p.1100-1107, 2009.

CEREDA, M. P. **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, v.4, 2001.

CHERNICHARO, Carlos A. **Reatores anaeróbios – princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, vol. 5 Belo Horizonte: UFMG, 2007.

CYBIS, L.F.; PICKBRENNER, K. Uso de RBS em escala piloto para pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte, MG. PROSAB 2, p. 193-202, 2001.

CYBIS, L. F. de A. Eficiência do Reator Sequencial Em Batelada (RSB) na Remoção de Nitrogênio no Tratamento de Esgoto Doméstico com DQO Baixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Brasil, n. 9, p.260-264, 2004.

DALLAGO, R.C. **Remoção Biológica de nitrogênio de efluente avícola usando reator em batelada sequencial**. Cascavel, 2009. 84 p. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

DAMASCENO, S.; CEREDA, M.P; PASTORE, G.M.; OLIVEIRA, J.G. Production of volatile compounds by *Geotrichum fragrans* using cassava wastewater as substrate. **Process Biochemistry**, Eua, n. 39, p.411-414, 2003.

DE NARDI, I. R. de; LIMA, A. R. de; AMORIM, A. K. B.; DEL NERY, V. Análise de séries temporais na operação de sistema de tratamento de águas residuárias de abatedouro de frango. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Brasil, 2005, vol.10, n.4 pp. 339-346.

DE NARDI, I.; FUZI, T.P.; DEL NERY, V. Performance evaluation and operating strategies of dissolved-air flotation system treating poultry slaughterhouse wastewater. **Resources Conservation e Recycling**, Eua, n. 52, p.533-544, 2008.

DE NARDI, I.R.; DEL NERY, V., AMORIM, A.K.B.; DOS SANTOS, N.G.; CHIMENES, F. Performances of SBR, chemical-DAF and UV disinfection for poultry slaughterhouse wastewater reclamation. **Desalination**, Eua, n. 269, p. 184-189, 2011.

DEL NERY, V.; NARDI, I.R. de; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.;POZZI, E.; AMORIM, A.K.B.; ZAIAT, M. Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. **Resources, Conservation and Recycling**, Eua, v 50, n. 1, p. 102-114, 2007.

DEL POZO, R.; DIEZ, V.; BELTRÁN, S. Anaerobic Pre-Treatment of Slaughterhouse Wastewater Using Fixed-Film Reactors. **Bioresource Technology**, Eua, n. 71, p.143-149, 2000.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. Organic Matter Removal In Combined Anaerobic-Aerobic Fixed-Film Bioreactors. **Water Research**, Eua, n. 37, p.3561-3568, 2003.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated Anaerobic-Aerobic Fixed-Film Reactor For Slaughterhouse Wastewater Treatment. **Water Research**, Eua, n. 39, p.1114-1122, 2005.

DOS SANTOS, A.V.; CYBIS, L.F. de A.; GEHLING, G.R. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator sequencial em batelada (RSB) com enchimento estático. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Brasil, vol. 11, P. 83-91, nº 1 - jan/mar 2006.

DUCEY, T F.; VANOTTI, M,B.; SHRINER, A.D.; SZOGI, A.A.; ELLISON, A.Q. Characterization of a Microbial Community Capable of Nitrification at cold Temperature. **Bioresource Technology**, Eua, n. 101, p.491-500, 2010.

ELEFSINIOTIS, P., LI, D. The effect of temperatura and carbon source on denitrification using volatile fatty acids. **Biochemical Engineering Journal**, Eua, v.28, p. 148-155, 2006.

ETCHEBEHERE, C.; ERRAZQUIN, I.; BARRANDEGUY, E.; DABERT, P.; MOLETTA, R.; MUXÍ, L. Evaluation of the denitrifying microbiota of anoxic reactors. **Microbiology Ecology**. Eua. N. 35, p. 259-265. 2001.

FEIDEN, A.; CEREDA, M.P. Potencial energético do biogás gerado no tratamento de águas residuárias de feculárias em sistema piloto de biodigestão anaeróbia com separação de fases. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v.18, n.2, p.54-66, 2003.

FERNANDEZ-NAVA, Y.; MARAÑÓN, E.; SOONS, J.; CASTRILLÓN, L. Denitrification Of High Nitrate Concentration Wastewater Using Alternative Carbon Sources. **Journal of Hazardous Materials**, Eua, n. 173, p.682-688, 2010.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. Paper presented at **27<sup>th</sup> Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2000.

FOGLAR, L., BRIŠKI, F., 2003. Wastewater denitrification process – the influence of methanol and kinetic analysis. **Process Biochemistry**, Eua, v. 39, 95–103.

FOGLER, H. S. **Elementos de engenharia das reações químicas**. 3 ed., Eua, LTC: 2002.

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**, Eua, n. 98, p.1700-1703, 2007.

GAPES, D.J.; KELLER, J. Impact of oxygen mass transfer on nitrification reactions in suspended carrier reactor biofilms. **Process Biochemistry**, Australia, n. 44, p. 43-53, 2009.

GARBOSSA, L.H.P.; LAPA, K.R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Development And Evaluation of a Radial Anaerobic/Aerobic Reactor Treating Organic Matter and Nitrogen in Sewage. **Brazilian Journal Of Chemical Engineering**, Brasil, n. 22, p.511-519, 2005.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSEM M.M.; ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Cap. 4 – Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilmes. PROSAB 2, p. 171-278, 2001.

GRUNDITZ, C.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. Comparison of inhibition assays using nitrogen removing bacteria: application to industrial wastewater. **Water Research**, Eua, n. 32, p.2995-3000, 1998.

GRUNDITZ, C.; DALHAMMAR, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. **Water Research**, Eua, n. 35, p.433-440, 2001.

GUJER, W. Nitrification and Me A Subjective Review. **Water Research**, Eua, n. 44, p.1-19, 2010.

HAGOPIAN, D.S.; RILEY, J.G. A Closer Look At The Bacteriology of Nitrification. **Aquacultural Engineering**, Eua, n. 18, p.226-244, 1998.

HANAKI K, WANTAWIN C, OHGAKI S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor. **Water Research**, Eua 1990;24(3):297–302.

HELLINGA, C.; SCHELLEN, A.A.J.C.; MULDER, J.W.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN. J.J The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from

ammonium-rich waste water. **Water Science and Technology**, Londres, v. 37, n. 9, p. 135-142, 1998.

HU, L.; WANG, J.; WEN, X.; QIAN, Y. Study on performance characteristics of SBR under limited dissolved oxygen. **Process Biochemistry**, Eua v. 40, p. 293-296, 2005.

HU, J.; LI, D.; LIU, Q.; TAO, Y.; HE, X.; WANG, X.; LI, X.; GAO, P. Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms. **Journal Environmental Sciences**, Eua, n. 21, p.387-394, 2009.

JANG J D; BARFORD J P; LINDAWATI; RENNEBERG R. Application of biochemical oxygen demand (BOD) biosensor for optimization of biological carbon and nitrogen removal from synthetic wastewater in a sequencing batch reactor system. **Biosensors and Bioelectronics**, Eua, 19, 805-812, 2004

JIN, R.C.; ZHENG, P.; HU, A. H.; MAHMOOD, Q.; HU, B. L.; JILANI, G. Performance comparison of two anammox reactors: SBR and UFB. **Chemical Engineering Journal**, Eua, 1-7., 2007.

KARGI, F.; UYGUR, A. Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of wastewater composition. **Process Biochemistry**, Eua, n. 38, p.1039-1045, 2003.

KIST, L.T.; EL MOUTAQI, S.; MACHADO, E.L. et al. Cleaner Production In The Management Of Water Use At a Poultry Slaughterhouse of Vale do Taquari, Brazil: a Case Study. **Journal of Cleaner Production**, Brasil, n. 17, p.1200-1205, 2009.

KUMMER, A. C. B.; ANDRADE, A.; GOMES, S.D.; FAZOLO, A.; HASAN, S.D.M.; MACHADO, F. Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 1, fev. 2011.

KUPUSOVIC T.; MIDZIC S.; SILAJDZIC I.; BJELAVAC J. Cleaner production measures in small-scale slaughterhouse industry-case study in Bosnia and Herzegovina. **Journal of Cleaner Production**, Eua, 15:378–83, 2007.

LEE, C.Y., SHIN, H.S., CHAE, S.R., NAM, S.Y., PAIK, B.C. Nutrient removal using anaerobically fermented leachate of food waste in the BNR process. **Water Science and Technology**, Londres,159–165, 2003.

LI, B.; IRVIN, S. The comparison of Alkalinity and ORP as indicators for Nitrification and Denitrification in a Sequencing Batch Reactor (SBR). **Biochemical Engineering Journal**, Eua, n. 34, p.248-255, 2007.

LI, J.P.; HEALY, M.G.; ZHAN X.M. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, Eua, n. 99, p.7644-7650, 2008.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock**. 10a. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2004.

MEES, J.B.R.; DAMASCENO, S.; DALLAGO, R. Effects of Carbon: Nitrogen Ratio On Sequencing Batch Reactors Treating Poultry Wastewater. **XXXIII CIOSTA CIRG V Conference 2009**, Italy, p.1925-1929, 2009.

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

MEES, J. B.R.; DAMASCENO, S.; VILAS BOAS, M.; GOMES, B. M.; PASSIG, F. H.. Kinetic behavior of nitrification in the post-treatment of poultry wastewater in a sequential batch reactor. **Engenharia Agrícola** (CD-ROM), 2011.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3ª edição; New York: Mc Graw Hill, 2003.

MITTAL GS. Treatment of wastewater from abattoirs before land application – a review. **Bioresource Technology**, Eua, 2006;97:1119–35.

MOREIRA, M.P.; YAMAKAWA, C.S.; ALEGRE, R.M. Adição de fonte de carbono no início da fase anóxica na remoção de macronutrientes e DQO por lodo ativado usando RBS no tratamento de água residuária avícola. **Engenharia sanitária e ambiental**, Brasil, v. 7. n. 1/2, p. 16-20, 2002.

MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. ABES: RJ. PROSAB 5, 2009.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E.C.S. **Microbiologia**. v. 2. Ed. McGraw Hill, São Paulo.1981.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista brasileira de Agrociência**, Brasil, v. 9, n. 3, p.279-286, jul/set 2003.

RAMOS, L. A.; CAVALHEIRO, C.C.S.; CAVALHEIRO, E.T.G. determinação de nitrito em águas utilizando extrato de flores. *Quimica Nova*, Brasil Sp, n. 29, p.1114-1120, 2006.

REGINATTO, V.; LIMA, A. SCHMIDELL, W; NINOW, J.L.; SOARES, H.M. Aclimação de microbiota nitrificantes de efluente de indústria frigorífica. **Revista Saúde e Ambiente/Health and Environmental Journal**, Brasil, v. 8, n.1, jun, 2007.

RODRIGUES M I; IEMMA A F. **Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos**. 2ª. Ed. Editora Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor, Campinas/SP, Brasil, 2009.

RODRÍGUEZ, D.C. E MESA G.P. Ammonical nitrogen removal in wastewater using nitrifying and denitrifying bacteria in a SBR system. **New Biotechnology**, Eua, 25S1. 2009.

RODRIGUEZ,D.C.; RAMIREZ,O.; MESA, G.P. Behavior of nitrifying and denitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for the removal of ammoniacal nitrogen and organic matter **Desalination**, Eua, v. 273, P.447-452, 2011.

RODRÍGUEZ, D.C.; PINO, N.; PEÑUELA, G. Monitoring the removal of nitrogen by applying a nitrification-denitrification process in a Sequencing Batch Reactor (SBR) **Bioresource Technology**, Eua, v. 102, P. 2316-2321, 2011.

SABUMON, P.C. Effect of potential electron acceptors on anoxic ammonia oxidation in the presence of organic carbon. **Journal of Hazardous Materials**, Eua, n. 172, p.280-288, 2009.

SADEQ, M., MOE, C.L., ATTARASSI, B., CHERKAOUI, I., AL AOUAD, R., IDRISSE, L. Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children

aged 1-7 years in Moroccan areas. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Eua, 211, 546–554, 2008.

SAEG Sistema para Análises Estatísticas. Versão 9.1: Fundação Arthur Bernardes – UFV – Viçosa, 2007.

SCHRYVER, P.; VERSTRAETE, W. Nitrogen removal from aquaculture pond water by heterotrophic nitrogen assimilation in lab-scale sequencing batch reactors SBR. **Bioresourcer Technology**, Eua, n. 100, p.1162-1167, 2009.

SURAMPALLI, R.Y.; TYAGI, R.D.; SCHEIBLE, O.K.; HEIDMAN, J.A. Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in Sequential Batch Reactors. **Bioresource Technology**, Eua, n. 61, p.151-157, 1997.

SCHIERHOLT NETO, G.F.; KUNZ, A.; VANOTTI, M.B.; MATTEI, R.M.; SOARES, H.M. Aclimação e acompanhamento da atividade de lodos de efluentes de suinocultura para remoção de nitrogênio pelo processo de oxidação anaeróbia de amônia (ANAMMOX). In: Anais do **XXX congresso interamericano de Ingeniería sanitaria y ambiental**. URUGUAI: AIDIS, 8 p. 2006.

STATSOFT. **Statistica for Windows versão. 7.0**. Statsoft Inc: Tulsa, 2004.

UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA.(2009), **Nutrient control desing manual state of technology**. EPA/600/R-09/012 January 2009. www.epa.gov/nrmrl. Wassington D.C., Acesso 21 fev, 2009.

UYGUR, A.; KARGI, F. Phenol inhibition of biological nutrient removal in a four-step sequencing batch reactor. **Process Biochemistry**, Eua, n. 39, p.2123-2128, 2004.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; JETTEN, M.S.M. Microbiological Conversions in Nitrogen Removal. **Water Science Technology**, Londres, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VOLKE, E.I.P.; SANCHES, O.; STEYER, J-P.; DABERT, P.; BERNET, N. Microbial population dynamics in nitrifying reactors: experimental evidence explained by a simple model including interspecies competition. **Process Biochemistry**, Eua, n. 43, p. 1398-1406, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.

Water Environment Federation - WEF; 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.

WIESMAN, U. Biological nitrogen removal from wastewater. In: **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology**, Alemanha, A. Fiechter(ed). Berlin, Ny: Springer-Verlag. v.51, p.113-154, 2007.

WU, G; RODGERS, M; ZHAN, X. Nitrification in Sequencing Batch Reactors With and Without glucose addition at 11°C. **Biochemical Engineering Journal**, Ireland, n. 40, p.373-378, 2008.

YUAN, X.; GAO, D. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. **Journal of Hazardous Materials**, Eua, v. 178, p. 1041–1045, 2010.

ZENATTI, D. C., GOMES, S.D., FAZOLO, A., COSTANZI, R. N., HASAN, S.D.M., GENTELINE, A.L. Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande. v.13, n.6, p. 750-754, 2009.

ZENG, W., ZHANG, Y., LI, L., PENG, Y., WANG, S. Control and optimization of nitrifying communities for nitrification from domestic wastewater at room temperatures. **Enzyme and Microbial Technology**, China. v. 45 (2009) 226–232.

ZHU XJ, GAO TY, ZHOU ZY. Full scale study of nitrogen and phosphorus removal by low DO activated sludge processes. **China Water Wastewater**, China, v. 13, p. 12–5, 1997.