

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO
EM REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL**

ADRIANA NERES DE LIMA

CASCADEL – Paraná – Brasil

Fevereiro – 2012

ADRIANA NERES DE LIMA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO
EM REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL**

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.

Orientador: Dr. Benedito Martins Gomes

Co-orientadora: Dra. Simone Damasceno Gomes

CASCADEL – Paraná – Brasil

Fevereiro – 2012

ADRIANA NERES DE LIMA

**Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em reator em
batelada sequencial**

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:

Orientador: Prof. Dr. Benedito Martins Gomes – Orientador
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas/UNIOESTE/ Cascavel

Prof. Dra. Karina Querne de Carvalho
Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR/Campo Mourão

Prof. Dr. Divair Christ
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas/UNIOESTE/Cascavel

CASCADEL – Paraná – Brasil

Fevereiro – 2012

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central do Campus de Cascavel – Unioeste
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

L696r Lima, Adriana Neres de
Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial. / Adriana Neres de Lima — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2012.
82 f. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Benedito Martins Gomes
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Simone Damasceno Gomes
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola,
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

1. Nitrificação. 2. Desnitrificação. 3. Nitrogênio amoniacal. 4. Aeração. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21.ed. 628.357

BIOGRAFIA

Adriana Neres de Lima, nascida em 5 de março de 1989, no município de Coronel Vivida/PR. Graduada em 2009 pelo Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná - *campus* de Campo Mourão.

Ingressou, no ano de 2010, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola nível mestrado, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientada pelos Profs. Dr. Benedito Gomes e Dra. Simone Damasceno Gomes e estuda o tema “Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial”.

*“Há três métodos para ganhar sabedoria:
primeiro, por reflexão, que é o mais nobre;
segundo, por imitação, que é o mais fácil; e
terceiro por experiência, que é o mais amargo.”*

Confúcio (551 a.C. – 479 a.C)

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, Altamiro de Lima e Noeli Neres de Lima,
Peças-chave nessa conquista,
ao meu irmão, Luis Felipe de Lima, ao Jonny Christian Model e a toda minha família,
pelo amor incondicional, incentivo e companheirismo durante essa etapa.
Com todo meu carinho, dedico.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pela saúde e pelo privilégio de obter essa conquista;

Aos meus pais e ao meu irmão, sempre tão preocupados e atenciosos, pelo amor incondicional, pela força e coragem para nunca desistir, pela paciência e compreensão durante as minhas ausências, pelas broncas e pelo colo insubstituível;

À minha família, que apesar da distância, nunca deixou de estar ao meu lado;

Ao meu namorado, Jonny Christian Model, pela compreensão, por me ajudar a encarar novos desafios, pelas palavras de incentivo e pelo carinho e amor dedicados;

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Benedito Martins Gomes e Prof^a. Dra. Simone Damasceno Gomes, pela oportunidade de realização deste estudo, orientação, disponibilidade constante e confiança em mim depositada;

Aos professores da Pós-graduação em Engenharia Agrícola e colaboradores, em especial aos professores Dr. Divair Christ, Dra. Silvia Renata Coelho Machado, Dr. Márcio Antonio Vilas Boas, Dra. Karina Querne de Carvalho, Dr. Fernando Passig, Dr. Ajadir Fazolo, pelo auxílio na busca por metodologias, pelas sugestões, por dividirem experiências e pelo estímulo em continuar;

À Denise Palma e ao Michael Alcântara, pela oportunidade de conhecê-los melhor, pela amizade, pelo exemplo de dedicação e fiel companheirismo que resistiu a todas as atribuições, pressões e contratempos;

Aos amigos que adquiri durante o mestrado: Jian Frigo, Douglas Torres, Larissa Mallmann, Shaiane Lucas, Dinéia Tessaro, Leocir José Carneiro, Carla Lopes, Marlu Passarin, Francielly Torres, Dércio Pereira, Eliane Hermes, Ana Maria Vasconcelos, Evandro Tessaro, pela convivência e aprendizado, pelos bons e difíceis momentos compartilhados;

Ao corpo técnico do Laboratório de Saneamento Ambiental, Edison da Cunha e Fabíola Cezar, pelo apoio e auxílio na realização das análises experimentais, pelas brincadeiras que descontraíram os momentos de desânimo e dificuldade;

À Fundação Araucária, pelo auxílio financeiro concedido;

Ao Frigorífico Boeff por disponibilizar o efluente utilizado na etapa experimental;

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, por disponibilizar toda a estrutura necessária ao longo do mestrado, proporcionar experiências e possibilitar meu desenvolvimento pessoal e profissional.

RESUMO

Efluentes agroindustriais oriundos do processamento de carnes são caracterizados por elevados teores de sólidos em suspensão, compostos orgânicos e nutrientes, principalmente nitrogênio em suas diferentes formas. A remoção dos compostos nitrogenados desses efluentes se torna indispensável em decorrência de seu potencial eutrofizante e dos riscos à vida aquática e à saúde humana. Dentro desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um reator em batelada sequencial (RBS), como pós-tratamento, na remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro de bovinos por meio de processos de nitrificação/desnitrificação. A unidade experimental constituiu-se de um RBS confeccionado de polietileno com 185 mm de diâmetro x 205 mm de altura e volume útil de 4 L. Foram investigados os efeitos da concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 100, 150 e 200 mg L⁻¹ e as vazões de ar de 0,125, 0,375 e 0,625 Lmin⁻¹ L_{reator}⁻¹ na remoção de compostos nitrogenados. Foi utilizado delineamento composto central rotacional (DCCR), com quatro ensaios nos níveis -1 e +1, quatro ensaios nos níveis dos pontos axiais (-1,414 e +1,414) e três repetições no ponto central (0). Foi avaliado o desempenho da nitrificação através da eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, conversão de nitrito a nitrato e acúmulo de nitrito (%) e o desempenho da desnitrificação através da eficiência de remoção de nitrito/nitrato e matéria orgânica (%), além da eficiência do processo completo pela remoção de nitrogênio total (%). Durante a operação do sistema de tratamento, foram monitorados os parâmetros temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, relação C/N, amônia livre e ácido nitroso. No processo de nitrificação, foram verificadas variações de 11,5 a 100%, 9,2 a 94,9% e 4,0 a 19,6% nas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito, respectivamente. O acúmulo de nitrito inferior a 20% pode ser indicativo de nitrificação completa. Os fatores avaliados, concentração inicial de nitrogênio amoniacal e vazão de ar apresentaram efeitos significativos a 10% sobre as variáveis respostas obtidas, porém a interação entre os fatores não apresentou significância. O aumento da vazão de ar e a diminuição da concentração inicial de nitrogênio amoniacal resultaram em maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato. Nos intervalos pré-estabelecidos de estudo, as eficiências acima de 80% foram atingidas nos níveis de vazão de ar de 0,375 a 0,725 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹, combinadas com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 80 a 200 mg L⁻¹. No processo de desnitrificação, foram obtidas variações de 91,5 a 96,9% e 78,3 a 87,9% nas eficiências de remoção de nitrito/nitrato e matéria orgânica, respectivamente. A avaliação do comportamento cinético indicou possível redução nos tempos de ciclo das fases aeróbia e anóxica, uma vez que foram alcançadas remoções dos compostos nitrogenados, superiores a 90%, em apenas 12 e 1 h, respectivamente. Concentrações máximas, na ordem de 13,8 e 6,8 x 10⁻⁹ mg L⁻¹ de amônia livre e ácido nitroso, não inibiram a oxidação do nitrogênio amoniacal. O sistema RBS, aplicado na remoção de nitrogênio, mostrou-se viável para o tratamento de efluente de abatedouro de bovinos, visto que apresentou níveis elevados de oxidação de compostos nitrogenados que atenderam aos padrões de lançamento, exigidos pela legislação ambiental vigente.

Palavras-chave: nitrificação; desnitrificação; nitrogênio amoniacal; aeração.

ABSTRACT

BIOLOGICAL REMOVAL OF NITROGEN ON EFFLUENT FROM CATTLE SLAUGHTERHOUSE IN A SEQUENCING BATCH REACTOR

Agroindustrial effluents from meat processing are characterized by high levels of suspended solids, organic compounds and nutrients, mainly nitrogen on its different forms. It is crucial to remove nitrogen compounds from these effluents because of its eutrophying potential and risks to aquatic life as well as to human health. Thus, this trial aimed at evaluating the efficiency of a sequencing batch reactor (SBR), as a post-treatment, on biological removal of nitrogen in cattle slaughterhouse wastewater by nitrification/denitrification processes. The experimental unit consisted of a SBR made of polyethylene with 185 mm diameter x 205 mm height and a 4 L working volume. The effects of initial concentration of ammoniacal nitrogen were investigated at 100, 150 and 200 mg L⁻¹ and air flow rate of 0.125, 0.375 and 0.625 L min⁻¹ L_{reactor}⁻¹ on nitrogen compounds removal. A central rotatable composite design (CRCD) was applied with four runs in -1 and +1 levels, four runs on levels of axial points (-1.414 and +1.414) and three replications at the central point (0). Nitrification performance was evaluated according to the efficiency of nitrogen ammoniacal removal, conversion of nitrite to nitrate and nitrite accumulation (%), denitrification performance based on the efficiency of nitrite/nitrate and organic matter (%) removal, as well as the efficiency of the whole process by the removal of total nitrogen (%). During the treatment system management, the observed parameters were: temperature, pH, alkalinity, dissolved oxygen, C/N ratio, free ammonia and nitrous acid. During nitrification process, there were changes among 11.5 and 100%, 9.2 and 94.9% and 4.0 and 19.6% in order to have an efficient removal of ammoniacal nitrogen, conversion of ammoniacal nitrogen to nitrate and nitrite concentration, respectively. Nitrite concentration of less than 20% may be a clue of a complete nitrification. Both studied factors, initial concentration of ammoniacal nitrogen and air flow rate, showed significant effects at 10% on the recorded variables response, although the interaction among factors showed no significance. The increased air flow and decrease concerning the initial concentration of ammoniacal nitrogen resulted in higher efficiencies of ammoniacal and total nitrogen removal, as well as the conversion of ammoniacal nitrogen to nitrate. During the pre-established intervals of this study, the highest efficiencies above 80% were achieved in air flow levels between 0.375 and 0.725 L min⁻¹ L_{reactor}⁻¹ and initial concentration of ammoniacal nitrogen between 80 and 200 mg L⁻¹. On denitrification process, the answers ranged from 91.5 and 96.9 and 78.3% and 87.9% concerning the efficiencies to remove nitrite/nitrate and organic matter. The evaluation of kinetic behavior showed a possible reduction in cycle times of aerobic and anoxic phases, since removals of nitrogen compounds, superior to 90%, were achieved in only 12 and 1 h, respectively. Maximum concentrations, 13.8 and 6.8 x 10⁻⁹ mg L⁻¹ of free ammonia and nitrous acid, did not inhibit ammoniacal nitrogen oxidation. The SBR system, used to remove nitrogen, proved to be feasible for the treatment of effluent from cattle slaughterhouse, as it has shown high levels of oxidation of nitrogen compounds that met the discharge standards, required by law.

Keywords: nitrification, denitrification, ammoniacal nitrogen, aeration.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS	XIV
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 EFLUENTE DA INDÚSTRIA FRIGORÍFICA: ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS	4
3.2 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA: LANÇAMENTO DE COMPOSTOS NITROGENADOS	7
3.3 INTRODUÇÃO AOS PROCESSOS DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	8
3.3.1 PROCESSO DE AMONIFICAÇÃO	9
3.3.2 PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	11
3.3.3.1 FATORES QUE INFLUENCIAM NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	12
3.3.3.2 SUBSTÂNCIAS INIBIDORAS DE NITRIFICAÇÃO	14
3.3.4 PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO	15
3.3.4.1 FATORES QUE INFLUENCIAM NO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO	16
3.4 NOVOS PROCESSOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM EFLUENTES	18
3.5 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL - RBS	19
3.5.1 INTRODUÇÃO AO REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL - RBS	19
3.5.2 PRINCÍPIOS DE FUNCIONAMENTO E APLICAÇÕES	20
3.5.3 APLICAÇÃO DO RBS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	21
4 MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 EFLUENTE DO ABATEDOURO DE BOVINOS	24
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	25
4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	26
4.4 MONITORAMENTO DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	28
4.5 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA	29
4.6 ESTIMATIVA DA AMÔNIA LIVRE E DO ÁCIDO NITROSO	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO ABATEDOURO BOVINO	32
5.2 EFICIÊNCIA NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/ DESNITRIFICAÇÃO)	33
5.3 EFICIÊNCIA NO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO	43

5.4	VALIDAÇÃO DOS MODELOS	45
5.5	DINÂMICA DAS FORMAS NITROGENADAS NOS PROCESSOS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.....	47
5.6	PARÂMETROS MONITORADOS NOS PROCESSOS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.....	50
6	CONCLUSÕES	57
	REFERÊNCIAS.....	58

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES ORIUNDOS DE PROCESSAMENTO DE CARNE BOVINA..	5
TABELA 2	PADRÕES DE QUALIDADE DOS COMPOSTOS NITROGENADOS PARA CADA CLASSE DE ÁGUA.....	7
TABELA 3	COMPOSTOS ORGÂNICOS INIBIDORES DA NITRIFICAÇÃO	15
TABELA 4	TEMPO DE CICLO (TC) DIVIDIDO ENTRE AS FASES OPERACIONAIS DE FUNCIONAMENTO DO RBS	28
TABELA 5	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS AVALIADOS NO MONITORAMENTO DO RSB E NA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO	29
TABELA 6	NÍVEIS DOS FATORES EXPERIMENTAIS UTILIZADOS NO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	30
TABELA 7	MATRIZ DO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	30
TABELA 8	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO APÓS TRATAMENTO ANAERÓBIO	32
TABELA 9	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E VARIÁVEIS RESPOSTAS QUANTO À REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL A NITRATO E ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO (%).....	34
TABELA 10	EFEITOS ESTIMADOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL A NITRATO E ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%) .	34
TABELA 11	ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL A NITRATO E ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%) .	38
TABELA 12	MODELOS MATEMÁTICOS E COEFICIENTES DE DETERMINAÇÃO (R^2) DOS MODELOS AJUSTADOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL A NITRATO E ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%) .	39
TABELA 13	REMOÇÕES DE NITRITO + NITRATO E DQO QUANTO AO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO (%)	44
TABELA 14	RESULTADOS PREDITOS E EXPERIMENTAIS OBTIDOS NAS CONDIÇÕES ÓTIMAS ESTABELECIDAS	45
TABELA 15	COMPARAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DO EFLUENTE E A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL VIGENTE	46
TABELA 16	RELAÇÃO $\text{ALCALINIDADE}_{\text{CONSUMIDA}}/\text{N}_{\text{AMONIACAL OXIDADO}}$ NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E ALCALINIDADE PRODUZIDA NO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO	52

TABELA 17 CONCENTRAÇÕES ESTIMADAS DE AMÔNIA LIVRE E ÁCIDO NITROSO NO INÍCIO E NO FIM DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	55
--	----

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 ETAPAS DA TRANSFORMAÇÃO DO NITROGÊNIO NOS PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO.....	8
FIGURA 2 DISTRIBUIÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIAL (NH_3 E NH_4^+) EM FUNÇÃO DO PH E TEMPERATURA.....	10
FIGURA 3 DISTRIBUIÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIAL (NH_3 E NH_4^+) EM FUNÇÃO DO PH, A TEMPERATURA DE 25 °C E FORÇA IÔNICA IGUAL A ZERO.....	10
FIGURA 4 RELAÇÃO ENTRE A FRAÇÃO DE ORGANISMOS NITRIFICANTES E A RAZÃO DBO_5/NTK ..	13
FIGURA 5 FASES DO CICLO OPERACIONAL DO REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL.....	20
FIGURA 6 FLUXOGRAMA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NA AGROINDÚSTRIA.....	24
FIGURA 7 PONTO DE COLETA DO EFLUENTE UTILIZADO NA ETAPA EXPERIMENTAL – SAÍDA DA LAGOA ANAERÓBIA.....	25
FIGURA 8 DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL.....	26
FIGURA 9 SEQUÊNCIA OPERACIONAL DAS FASES DE FUNCIONAMENTO DO RBS.....	27
FIGURA 10 GRÁFICOS DE PARETO PARA (A) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL, (B) CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL A NITRATO E (C) ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E (D) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%).	37
FIGURA 11 GRÁFICOS DOS RESÍDUOS PELOS VALORES OBSERVADOS E GRÁFICOS DA PROBABILIDADE NORMAL DOS RESÍDUOS PARA (A) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL E (B) CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL A NITRATO NO (C) ACÚMULO DE NITRITO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E (D) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%).	40
FIGURA 12 SUPERFÍCIES DE RESPOSTA E CURVAS DE NÍVEL PARA A (A) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL, (B) CONVERSÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL A NITRATO E (C) ACÚMULO DE NITRITO NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E (D) REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NO PROCESSO COMPLETO (%).	42
FIGURA 13 PERFIL TEMPORAL DA DINÂMICA DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO).....	47
FIGURA 14 PERFIL TEMPORAL DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA (DQO) NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO).....	48
FIGURA 15 PERFIL TEMPORAL DO COMPORTAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO).....	49

FIGURA 16	VARIAÇÃO DA TEMPERATURA NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO) DURANTE OS ENSAIOS EXPERIMENTAIS.	50
FIGURA 17	MONITORAMENTO DO (A) PH E (B) ALCALINIDADE NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO) DURANTE OS ENSAIOS EXPERIMENTAIS.	51
FIGURA 18	COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO PROCESSO COMPLETO (NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO) DURANTE OS ENSAIOS EXPERIMENTAIS.	54
FIGURA 19	RELAÇÕES DQO/N_{AMON} REGISTRADAS NO INÍCIO DOS PROCESSOS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.....	54

LISTA DE ABREVIATURAS

(L)	Linear
(Q)	Quadrático
[] i	Concentração inicial
ABIEC	Associação Brasileira de Indústrias Exportadoras de Carne
Alc.	Alcalinidade
Anammox	Anaerobic Ammonium Oxidation
ANOVA	Análise de variância
AT	Alcalinidade total
CaCO₃	Carbonato de cálcio
Canon	Complete Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Conv.	Conversão
CV	Coeficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
Deamox	Denitrify Ammonium Oxidation
F_{cal}	F calculado
F_{tab}	F tabelado
HNO₂	Ácido nitroso
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MgNH₄PO₄	Fosfato de magnésio e amônio
N	Nitrogênio
N₂O	Óxido nitroso
Na₂CO₃	Carbonato de sódio
NaHCO₃	Bicarbonato de sódio
N_{amon}	Nitrogênio amoniacal
NaOH	Hidróxido de sódio
NH₃	Amônia livre
NH₄⁺	Íon amônio
nm	Nanômetro
NO₂⁻	Nitrito
NO₃⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldhal

OD	Oxigênio dissolvido
Oland	Oxigen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification
PET	Polietileno
Q_{ar}	Vazão de ar
RBS	Reator em batelada sequencial
Rem.	Remoção
Sharon	Single-reactor High-Activity Ammonium Removal Over Nitrite
TC	Tempo de ciclo
UASB	Flow Up Anaerobic Sludge Blanket
UFC	Unidade formadora de colônia
USEPA	United States Environmental Protection Agency

1 INTRODUÇÃO

Frigoríficos e abatedouros apresentam importância significativa no desenvolvimento econômico e social do País. O Brasil é o maior exportador de carne bovina, portanto, responsável por parte do abastecimento para diversos países. A atividade gera empregos diretos além de envolver outros setores, que vão desde a criação e abate dos animais, venda de insumos até a comercialização da carne bovina e subprodutos.

Aliada à importância dessa atividade, surge a preocupação com o impacto ambiental que ela representa devido ao elevado consumo de água proveniente do abate e higienização de instalações, equipamentos e, conseqüentemente, elevada geração de efluentes.

Efluentes agroindustriais oriundos do processamento de carnes são caracterizados por elevados teores de sólidos em suspensão, compostos orgânicos e nutrientes, principalmente nitrogênio em suas diferentes formas. A adequação desses efluentes aos padrões de lançamento, determinada por lei, se torna indispensável em decorrência de seu potencial eutrofizante e riscos aos organismos aquáticos e à saúde humana.

Os processos físico-químicos e biológicos são usualmente conhecidos para remoção de nutrientes, especialmente o nitrogênio. As aplicações desses processos estão condicionadas à concentração de nitrogênio amoniacal no efluente, todavia, os processos biológicos são viáveis para concentração máxima de nitrogênio amoniacal de 5000 mg L^{-1} . A remoção biológica de nitrogênio é particularmente atrativa quando comparada com o tratamento físico-químico em relação aos menores custos com reagentes, não ocorrência de aumento das concentrações de sais nos efluentes e produção de lodos tóxicos oriundos de processos com precipitação química.

Convencionalmente, nos processos biológicos para remoção de nitrogênio, utiliza-se a nitrificação seguida de desnitrificação em sistemas de tratamento aeróbios e anóxicos, respectivamente. O nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrato na fase aeróbia e posteriormente reduzido a nitrogênio gasoso na fase anóxica com o auxílio de adição de fontes externas de carbono. A integração dos processos de nitrificação e desnitrificação em um único sistema de tratamento, característica específica do reator em batelada sequencial (RBS), torna tal processo interessante tendo em vista a redução com custos de implantação em relação ao sistema convencional de lodos ativados.

A principal característica do RBS é a flexibilidade das etapas operacionais, que podem ocorrer em um único tanque com modo operacional dividido em ciclos, possibilidade de remoção conjunta de compostos orgânicos e nutrientes. O sistema ainda apresenta a

capacidade de reter a biomassa dentro do reator, sem a necessidade de implantação de decantadores secundários que propiciem o retorno do lodo para o tanque reacional.

Apesar da comprovada eficiência, a remoção biológica de nitrogênio em RBS é influenciada por uma série de fatores que podem afetar os processos de nitrificação e desnitrificação, dentre eles temperatura, pH, potencial redox, alcalinidade, salinidade, concentrações de oxigênio e de substrato, relação carbono/nitrogênio, tempo de detenção hidráulico e tempo de retenção celular.

Dentro desse contexto, optou-se por verificar a melhor estratégia operacional, em termos de concentração inicial de nitrogênio amoniacal e vazão de ar, na remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em RBS bem como na otimização do processo com emprego de delineamento composto central rotacional (DCCR) e validação da condição otimizada.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar a eficiência de um reator em batelada sequencial (RBS) em escala de bancada com volume útil de 4 L na remoção biológica de nitrogênio em efluente proveniente de abatedouro de bovinos.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar o efeito das vazões de ar de 0,025, 0,125, 0,375, 0,625 e 0,725 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹ na conversão do nitrogênio amoniacal (NH₃ e NH₄⁺) a nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) quanto ao processo de nitrificação;
- Verificar o efeito das concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal de 80, 100, 150, 200 e 220 mg L⁻¹ na conversão de nitrogênio amoniacal (NH₃ e NH₄⁺) a nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) quanto ao processo de nitrificação;
- Avaliar os efeitos das concentrações de amônia livre (NH₃) e ácido nitroso (HNO₂) quanto ao processo de nitrificação;
- Avaliar a eficiência da desnitrificação com o etanol como substrato doador de elétrons;
- Avaliar os perfis da degradação da matéria orgânica e nitrogenada quanto aos processos de nitrificação e desnitrificação.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Efluente da indústria frigorífica: aspectos e impactos ambientais

Atualmente, o Brasil encontra-se em posição privilegiada em relação à bovinocultura. O País é o maior produtor comercial de bovinos do mundo devido a vários fatores, especialmente os climáticos, que favorecem a produção de forragens nas diferentes localidades e períodos do ano (BENETT, 2008). Ademais, a agropecuária é uma das principais atividades responsáveis pelo crescimento econômico brasileiro.

Além de maior produtor comercial de bovinos, o Brasil é o maior fornecedor de carne bovina, responsável por parte do abastecimento de mais de 170 países. Em 2008, o País passou a liderar o *ranking* dos maiores exportadores de carne bovina com participação de 28% no mercado mundial (ABIEC, 2009). De acordo com dados do IBGE (2010), o abate nacional de bovinos totalizou aproximadamente 30 milhões de cabeças em 2010.

Associados à importância econômica que o processamento de carnes representa para o Brasil estão os impactos significativos dessa atividade agroindustrial. O principal impacto está relacionado ao elevado consumo de água, em praticamente todas as etapas do abate, e conseqüentemente a elevada geração de efluentes.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2002), o volume de água consumida e o efluente gerado por produto acabado podem variar substancialmente entre diferentes plantas de processamento.

Em abatedouros de animais de carne vermelha, são descartados entre 80 e 95% da água utilizada como efluente, assim, estima-se que a vazão específica do efluente gerado em abatedouros de bovinos seja de 0,5 a 3 m³ L⁻¹ de água por animal abatido (SPERLING, 2005).

Os principais constituintes dos efluentes oriundos do processamento de carnes são uma variedade de componentes orgânicos biodegradáveis, primariamente, gorduras e proteínas presentes tanto na forma particulada quanto dissolvida (USEPA, 2002). O peneiramento do efluente é geralmente realizado na maioria das instalações a fim de reduzir a concentração de material particulado antes do tratamento efetivo. Os efluentes de frigoríficos permanecem com elevada carga de material orgânico mesmo após o peneiramento, quando comparados aos efluentes domésticos, com concentração em termos de DBO, DQO, sólidos suspensos totais, nitrogênio e fósforo.

A caracterização de efluentes oriundos do processamento de carne bovina está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 Caracterização de efluentes oriundos de processamento de carne bovina

Parâmetros	Abate e processo inicial	Abate e processo final*
	Médias	Médias
Vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	7.099	5.527
Peso líquido abatido (ton d^{-1})	1.788	1834
DBO _{5,20} (mg L^{-1})	7.237	5.038
Sólidos suspensos totais (mg L^{-1})	1.153	2.421
Óleos e graxas (mg L^{-1})	146	1.820
Nitrogênio total Kjeldhal (mg L^{-1})	306	72
Fósforo total (mg L^{-1})	35	44
Coliformes fecais (UFC mL^{-1})	$7,3 \times 10^6$	$1,4 \times 10^6$

*Produto final: 454 Kg d^{-1}

FONTE: USEPA (2002).

O sangue não coletado, gordura solubilizada, urina e fezes são as fontes primárias de DBO nos efluentes das indústrias frigoríficas. A eficiência da separação de gordura e remoção de fezes do resíduo é um importante fator para determinação da DBO nos efluentes, já que tais componentes podem ser tratados separadamente como resíduos sólidos ou transformados em produtos secundários.

A eficiência de recuperação do sangue durante o processo de sangria é considerada a medida mais importante para reduzir DBO e DQO dos efluentes. Pardi (1993) revelou que quando a recuperação não é realizada, o aporte de sangue no efluente é de aproximadamente 15 a 20 L por bovino abatido, por esta razão e pelo seu valor como subproduto, o sangue deve ser beneficiado.

Os efluentes oriundos do abate de bovinos são caracterizados também por coliformes totais e fecais e *streptococcus* fecais devido à presença de fezes. Geralmente, tais microrganismos não são patogênicos, porém podem ser indicativos da presença de patógenos de origem entérica como *Salmonella* ssp. e parasitas como *Ascaris* sp, *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum*, além de vírus entéricos.

Sangue e fezes são significativas fontes de nitrogênio em efluentes provenientes do processamento de carnes. A principal forma desse componente antes do tratamento é o nitrogênio orgânico e uma pequena parcela de nitrogênio amoniacal. Nitrito e nitrato geralmente estão presentes somente em pequenas concentrações (inferior a 1 mg L^{-1}), entretanto, as concentrações podem aumentar quando são utilizados em processos de cura de toucinho e presunto. O fósforo é proveniente principalmente de sangue, fezes e produtos de limpeza e sanitização, tais como os que contêm fosfato trissódico.

A disponibilidade de nutrientes pode induzir à eutrofização dos corpos de água receptores, com profundas implicações sobre a qualidade da água, que vão desde mudanças na composição química até as alterações na estrutura e no funcionamento das comunidades biológicas, incluindo florações de espécies fitoplanctônicas, potencialmente tóxicas, e o aumento da biomassa de macrófitas aquáticas (WIMA; FREIRE; CALIJURI,

2007). Segundo Isold e Koetz (2004), compostos nitrogenados como a amônia e o nitrito podem ser tóxicos à vida aquática. A amônia livre afeta o sistema nervoso central dos seres vivos presentes em ambientes aquáticos, reduz a capacidade de consumir oxigênio desses, por conseguinte, diminui a resistência às doenças (DONGEN et al., 2001).

O nitrogênio orgânico pode representar um sério risco à saúde da população humana e animal, quando transformado pelos processos de amonificação e nitrificação em nitrato. O risco torna-se ainda maior se considerada a utilização dos resíduos de abatedouros diretamente como fertilizantes, pois é possível que ocorra a contaminação das fontes profundas de água, onde o nitrato hidrossolúvel poderá atingir níveis muito elevados (APHA, 1995).

Nas estações de tratamento de água, há um aumento na demanda de cloro para a desinfecção da água, uma vez que o cloro reage com íon amônio (NH_4^+) formando cloroaminas, que são desinfectantes menos eficazes que o ácido hipocloroso (HOWARTH, 2004).

O consumo de nitrato através das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a ocorrência da metahemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas, compostos que apresentam propriedades carcinogênicas, teratogênicas e mutagênicas (BOUCHARD; WILLIAMS; SURAMPALLI, 1992). A metahemoglobinemia (meta-Hb) é uma doença caracterizada pela conversão da hemoglobina em metahemoglobina, que é incapaz de se ligar ao oxigênio e transportá-lo aos tecidos, portanto, causa a má oxigenação das células, e conseqüentemente, a morte dos pacientes (McADAM; JUDD, 2007; ASLAN; CAKICI, 2007).

Os reservatórios públicos, em contato com compostos nitrogenados, estão sujeitos à proliferação excessiva de cianobactérias que sintetizam substâncias tóxicas, as quais, quando presentes na água utilizada para abastecimento, provocam efeitos adversos como gastroenterites, hepato-enterites e outras doenças de fígado e rim, câncer, irritações na pele, alergias, conjuntivite, problemas com visão, problemas respiratórios, asfixia, convulsões e morte, dependendo do tipo da toxina, da concentração e via de contato (SANTOS et al., 2010).

Dentro desse contexto, o tratamento de efluentes do processamento de carnes tem sido uma das grandes preocupações da agroindústria, principalmente em decorrência das restrições que o mercado consumidor vem impondo às questões ambientais. Por isso, esforços têm sido empenhados no desenvolvimento de tratamentos terciários, já que as tecnologias mais empregadas, como os sistemas de lagoas em série e os biodigestores, são limitadas quanto à remoção de nutrientes, porém eficientes na redução da carga orgânica.

3.2 Legislação brasileira: lançamento de compostos nitrogenados

Diante dos agravantes ambientais e dos problemas relacionados à saúde pública, os órgãos ambientais regulamentam o lançamento de efluentes contendo compostos nitrogenados nas suas diversas formas.

Na política normativa nacional do uso de água, como consta na Resolução CONAMA 430/2011, estão dispostas a classificação dos corpos de água, as diretrizes ambientais para enquadramento e os padrões de lançamento de efluentes.

Segundo os padrões de lançamento desta resolução, fixa-se o limite máximo de emissão apenas para nitrogênio amoniacal em 20 mg L^{-1} , por ser esta forma a mais nociva ao ambiente.

Em termos de qualidade da água do corpo receptor, a concentração limite de nitrogênio amoniacal varia em função do pH da água e de seu enquadramento do corpo receptor da mesma forma que os valores permissíveis de concentração de nitrito e nitrato. Os padrões estabelecidos de compostos nitrogenados para as classes de água estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Padrões de qualidade dos compostos nitrogenados para cada classe de água

Classes de água/Parâmetros	Nitrito	Nitrato	Nitrogênio amoniacal
Águas doces (classe 1 e 2)	$10,0 \text{ mg L}^{-1}$	$1,0 \text{ mg L}^{-1}$	$3,7 \text{ mg L}^{-1}$; pH $\leq 7,5$ $2,0 \text{ mg L}^{-1}$; $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ $1,0 \text{ mg L}^{-1}$; $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ $0,5 \text{ mg L}^{-1}$; pH $> 8,5$
Águas doces (classe 3)	$10,0 \text{ mg L}^{-1}$	$1,0 \text{ mg L}^{-1}$	$13,3 \text{ mg L}^{-1}$; pH $\leq 7,5$ $5,6 \text{ mg L}^{-1}$; $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ $2,2 \text{ mg L}^{-1}$; $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ $1,0 \text{ mg L}^{-1}$; pH $> 8,5$
Águas salinas (classe 1)	$0,4 \text{ mg L}^{-1}$	$0,07 \text{ mg L}^{-1}$	$0,4 \text{ mg L}^{-1}$
Águas salinas (classe 2)	$0,7 \text{ mg L}^{-1}$	$0,2 \text{ mg L}^{-1}$	$0,7 \text{ mg L}^{-1}$
Águas salobras (classe 1)	$0,4 \text{ mg L}^{-1}$	$0,07 \text{ mg L}^{-1}$	$0,4 \text{ mg L}^{-1}$
Águas salobras (classe 2)	$0,7 \text{ mg L}^{-1}$	$0,2 \text{ mg L}^{-1}$	$0,7 \text{ mg L}^{-1}$

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011).

O lançamento de efluentes em corpos hídricos deverá atender às condições e aos padrões de lançamento; respeitando dos padrões de qualidade da água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições de vazão de referência, com exceção das águas de classe especial, nas quais é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos, mesmo que tratados (BRASIL, 2011).

Para fins de reuso, os padrões de qualidade da água poderão ser baseados nos padrões de potabilidade, indicados pelo Ministério da Saúde através da Portaria n 518/2004, na qual são determinadas concentrações máximas de 10 mg L^{-1} e $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para nitrato e nitrito, respectivamente.

3.3 Introdução aos processos de remoção biológica de nitrogênio

Os compostos nitrogenados podem ser removidos de efluentes a partir de tratamentos físicos, químicos ou biológicos. A escolha do tipo de tratamento a ser utilizado está condicionada, principalmente, à concentração de nitrogênio amoniacal no efluente.

Segundo Mulder (2003), os processos biológicos são viáveis para concentrações de nitrogênio amoniacal de até 5000 mg L^{-1} . Para concentrações superiores, são viáveis aos processos físico-químicos, tais como arraste da amônia e a precipitação de fosfato de magnésio e amônio (MgNH_4PO_4). Os tratamentos biológicos de remoção de nitrogênio caracterizam-se por serem eficazes e de fácil operação quando comparados aos métodos físicos e químicos.

O tratamento biológico reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento dos efluentes. De acordo com Sperling (2005), o tratamento biológico consiste na remoção de poluentes dissolvidos e coloidais em efluentes urbanos e industriais, mediante ação de microrganismos que têm a capacidade de degradar a matéria orgânica em produtos finais estáveis.

Os compostos nitrogenados mais comuns presentes em efluentes são a amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+). Também presentes nos efluentes, encontram-se os íons nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), porém em menores concentrações. O processo convencional de remoção biológica de nitrogênio em efluentes abrange as etapas de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação.

As possíveis transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico são apresentadas de modo simplificado na Figura 1.

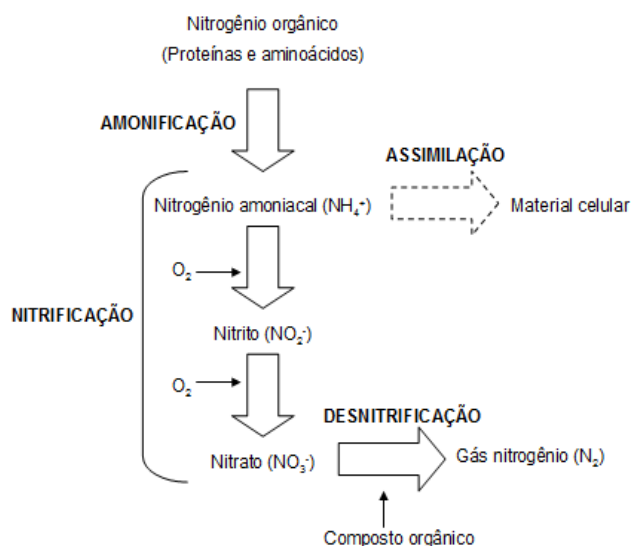


Figura 1 Etapas da transformação do nitrogênio nos processos de tratamento biológico.

Como o nitrogênio é um nutriente, os microrganismos presentes nos tratamentos assimilam o nitrogênio amoniacal e incorporam em massa celular (Figura 1). Parte deste nitrogênio irá retornar ao efluente devido à morte e lise celular. Na nitrificação-desnitrificação, a remoção de nitrogênio é realizada em duas etapas. Na primeira etapa, a nitrificação, a amônia é oxidada e convertida a nitrito e desse passa a nitrato. Na segunda etapa, a desnitrificação, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso (METCALF; EDDY, 2003).

3.3.1 Processo de amonificação

Na amonificação, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal por enzimas catalisadoras. O nitrogênio orgânico presente nos efluentes é produzido a partir de hidrólise química de proteínas, ácidos nucléicos, aminas e peptídeos, além de endogenia dos microrganismos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

O processo de amonificação é representado pela Equação 1.



Observa-se pela reação que, além da formação de nitrogênio amoniacal, a amonificação também produz o íon hidroxila (OH^-). Isso pode auxiliar o processo de nitrificação, no qual ocorre o consumo de alcalinidade e conseqüentemente redução do pH.

O nitrogênio amoniacal dissolvido na água encontra-se sob as formas ionizadas, NH_4^+ , e não ionizada, NH_3 , que se relacionam entre si por uma reação acidobásica, descrita pela Equação 2.



De acordo com Pereira e Mercante (2005), a razão $[\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+]$ depende do pH e do valor de uma constante de equilíbrio (K), a qual está em função da temperatura e da força iônica da água.

A distribuição do nitrogênio amoniacal em função do pH e da temperatura é apresentada na Figura 2.

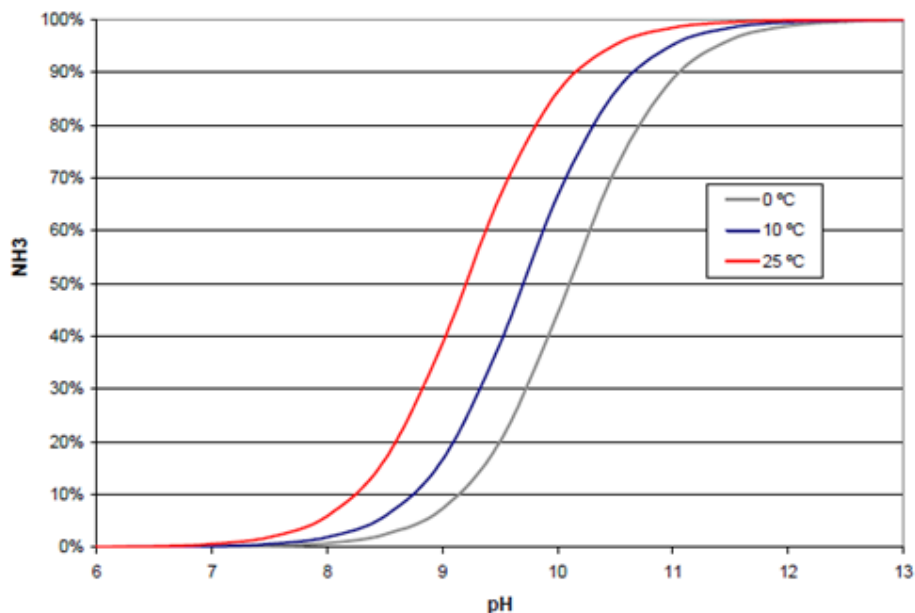


Figura 2 Distribuição do nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) em função do pH e temperatura. FONTE: Metcalf; Eddy (2003).

Na Figura 2, pode ser observado o efeito da temperatura sobre o equilíbrio químico entre a amônia livre e o íon amônio. Pode ser observado que para um mesmo valor de pH, a proporção de amônia livre será maior quanto maior for a temperatura em meio líquido. Essa diferença pode chegar a 68% entre as curvas de 10 e 25 °C e até 87% entre as curvas 0 e 25 °C.

A distribuição do nitrogênio em função do pH, temperatura de 25 °C e força iônica igual a zero é apresentada na Figura 3.

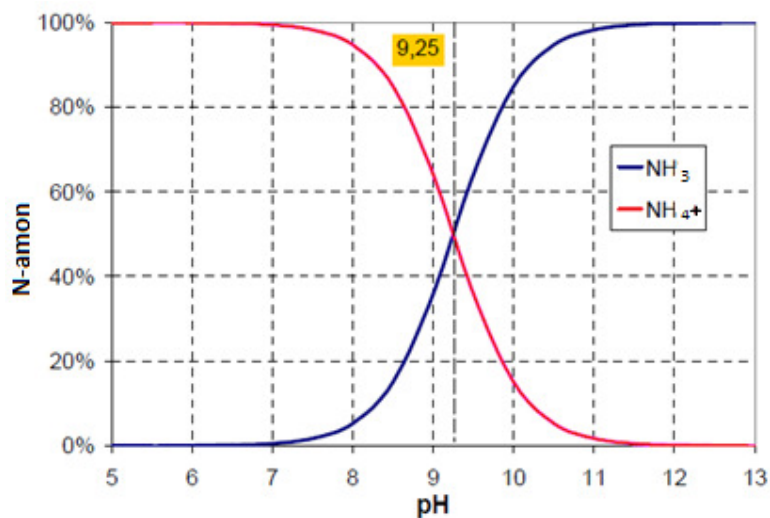


Figura 3 Distribuição do nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) em função do pH, a temperatura de 25 °C e força iônica igual a zero. FONTE: Metcalf; Eddy (2003).

Em meio aquoso, a 25 °C e força iônica igual a zero, a relação entre a amônia livre e o íon amônio entra em equilíbrio em pH próximo a 9,25, ou seja, neste valor de pH, metade das moléculas é encontrada na forma de íon amônio e a outra metade na forma de amônia livre (Figura 3).

Em processos biológicos em que o pH é mantido em torno de 7,0 e a temperatura do meio líquido varia de 20 a 35 °C, praticamente todo o nitrogênio amoniacal (99%) apresenta-se na forma ionizada (NH_4^+).

Parte do nitrogênio orgânico presente no efluente pode ser assimilada na formação de novas células e, conseqüentemente, parte da amônia usada na síntese celular pode retornar ao meio líquido através da lise ou auto-oxidação. Estima-se que para cada 1 g de células formadas em torno de 0,12 g de nitrogênio é assimilado na forma de íon amônio (METCALF; EDDY, 2003).

3.3.2 Processo de nitrificação

A nitrificação é um processo biológico de oxidação do íon amônio a nitrito e desse a nitrato. O processo ocorre em condições aeróbias por bactérias autotróficas (WOLFF et al., 2005; COSTA; FERREIRA; VAN HAANDEL, 2007). De acordo com Li e Irvin (2007), a nitrificação é uma reação que ocorre em duas etapas: nitritação e nitratação.

Na nitritação ocorre a oxidação do íon amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-). Nessa etapa, os principais microrganismos envolvidos são as bactérias do gênero *Nitrossomonas*. Na Equação 3, descrita por Metcalf; Eddy (2003), visualiza-se a nitritação de forma simplificada.



Outros gêneros de bactérias autotróficas, além da *Nitrossomonas*, capazes de obter energia a partir da oxidação da amônia a nitrito, podem estar presentes, como *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobrio* (METCALF; EDDY, 2003). As bactérias atuantes no processo nitrificante são autotróficas, pois utilizam carbono inorgânico (CO_2) para a síntese celular.

Na nitratação, o nitrito (NO_2^-) é oxidado a nitrato (NO_3^-) por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Na Equação 4, descrita por Metcalf; Eddy (2003), é representada a nitratação de forma simplificada.



Além da *Nitrobacter*, o nitrito é oxidado a nitrato por outras bactérias como *Nitrospira*, *Nitrococcus* e *Nitrosocystis* (HENZE et al., 2001).

O processo de nitrificação, oxidação total do nitrogênio amoniacal a nitrato está representado na Equação 5.



A eficiência dos processos de controle de nitrogênio depende da habilidade dos organismos nitrificantes em oxidar o íon amônio a nitrato como também de fatores como pH, temperatura, oxigênio dissolvido e compostos inibidores.

As baixas velocidades de crescimento celular apresentadas pelos microrganismos nitrificantes influenciam a eficiência, tendo em vista que pouca biomassa é produzida, o que pode contribuir para o aumento da sensibilidade do processo. Segundo Madigan, Martinko e Parker (2000), o tempo de 10 h geração da *Nitrobacter* é mais lento que de 8 h das *Nitrossomonas*, conseqüentemente não haverá acúmulo de nitrito no processo e a taxa de reação das *Nitrossomonas* controlará a reação global da nitrificação.

Vale ressaltar que, para efetiva remoção de nitrogênio, o nitrato deve ser reduzido a nitrogênio gasoso, por bactérias desnitrificantes em condições anóxicas.

3.3.3.1 Fatores que influenciam no processo de nitrificação

A temperatura é um dos fatores que interferem na cinética das reações no processo de nitrificação/desnitrificação. Isso ocorre porque tais reações são catalisadas por enzimas específicas, cuja produção aumenta ou diminui com a temperatura (BLACK, 1993).

Segundo Henze et al. (2001), a faixa de temperatura em que a nitrificação pode ocorrer situa-se entre 5 e 50 °C, e a temperatura ótima apresenta valores entre 28 e 36 °C. Temperaturas elevadas acarretam em maior consumo de oxigênio e de alcalinidade necessários à nitrificação. Em contrapartida, baixas temperaturas diminuem a atividade nitrificante (BASSIN, 2008). Louzeiro et al. (2002) observaram que as bactérias nitrificantes são extremamente sensíveis a reduções bruscas na temperatura.

O pH também exerce influência no processo de nitrificação, pois microrganismos responsáveis pela nitrificação desenvolvem-se melhor em condições levemente alcalinas. Paredes et al. (2007) indicaram faixa ótima de pH para oxidação do nitrogênio amoniacal entre 7,0 e 8,2.

Pessôa (1982) citou que a nitrificação praticamente cessa quando valores de pH tornam-se inferiores a 6,3. Dallago (2009) comentou que na medida em que as bactérias nitrificantes oxidam o amônio, verifica-se a produção de íon H⁺ e conseqüentemente uma

leve acidez do sistema que prejudica a atividade nitrificante. Desde modo, para que sejam evitados problemas no processo de nitrificação, deve-se assegurar pH estável, pode ser realizado mediante adição de agentes tamponantes (METCALF; EDY, 2003).

É recomendável a manutenção de pH próximo à neutralidade para evitar a conversão do íon amônio (NH_4^+) em amônia livre (NH_3) e a conversão de nitrito (NO_2^-) em ácido nitroso (HNO_2), pois tais substâncias são potencialmente tóxicas à biomassa nitrificante (FONSECA, 2009).

No processo de nitrificação, aproximadamente 7,14 mg de alcalinidade são necessários para cada 1 mg de nitrogênio amoniacal oxidado (SURAMPALLI et al., 1997). Com o consumo de alcalinidade e conseqüentemente redução do pH do meio, pode ocorrer redução da taxa de nitrificação, portanto, é necessária adição de um alcalinizante.

Para manter a alcalinidade necessária à nitrificação, Garbossa et al. (2005), utilizaram solução alcalina com concentração média de 1400 mg CaCO_3 . Com esse mesmo objetivo, Volcke et al. (2008) adicionaram uma solução alcalina de 0,5 M de hidróxido de sódio (NaOH) e 0,25 M de carbonato de sódio (Na_2CO_3), e mantiveram o pH controlado em 7,5; Gapes; Keller (2009) utilizaram a solução de 1 M de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) como alcalinizante e operaram o reator com pH entre 7,8 e 8,2.

De acordo com Pereira-Ramirez et al. (2003), a relação DQO/N do efluente deve ser menor que 3 para que se obtenha o melhor desempenho das bactérias nitrificantes. A relação entre a fração de organismos nitrificantes e a razão DBO_5/NTK é apresentada na Figura 4.

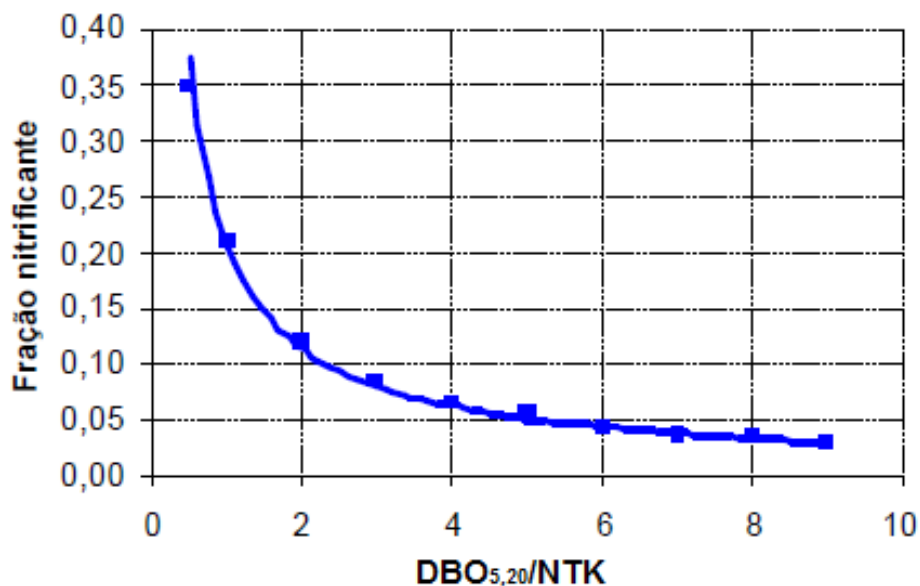


Figura 4 Relação entre a fração de organismos nitrificantes e a razão DBO_5/NTK .
FONTE: Metcalf; Eddy (2003).

Na Figura 4, é possível observar que a fração de organismos nitrificantes pode ser relacionada com a razão $DBO_{5,20}/NTK$ e, para razões superiores a 5, essa fração decresce para valores inferiores a 0,054. Segundo Surampalli et al. (1997), a diminuição da razão $DBO_{5,20}/NTK$ aumenta tanto a porcentagem de organismos nitrificantes como a velocidade do processo de nitrificação.

Para o melhor desempenho das bactérias nitrificantes, a concentração de OD deve ser maior que $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003). Segundo Barnes e Bliss (1983), a concentração de OD crítica, abaixo da qual a nitrificação não se processa, encontra-se em torno de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, valores mais elevados devem ser mantidos no tanque de aeração, para garantir concentração superior à crítica nos pontos de difícil acesso ao oxigênio. Segundo Surampalli et al. (1997), a taxa máxima de nitrificação ocorre para valores de OD superiores a 2 mg L^{-1} .

Calado e Foresti (2001) citaram que em sistemas exclusivamente nitrificantes operados com baixa concentração de OD ($\sim 0,5 \text{ mg L}^{-1}$) ocorre acúmulo de nitrito e aumenta a velocidade de crescimento das bactérias na nitrificação. Isso pode ser indicativo de que as bactérias responsáveis pela nitratação são mais sensíveis às baixas concentrações de OD do que as bactérias responsáveis pela nitrificação.

3.3.3.2 Substâncias inibidoras de nitrificação

A nitrificação consiste no processo mais sensível dentre os processos de remoção biológica de nitrogênio em efluentes, pois a biomassa autotrófica nitrificante é aproximadamente 10 vezes mais sensível que a biomassa heterotrófica aeróbia (JULIASTUTI; BAEYENS; CREEMERS, 2003).

Fatores como pH, concentração do inibidor, concentração de sólidos suspensos, idade do lodo, solubilidade do inibidor e concentração de outros cátion e moléculas influenciam no grau de inibição do processo de nitrificação.

O pH e a temperatura influenciam no equilíbrio entre as formas amoniacais. Em baixos valores de pH, a amônia encontra-se na forma ionizada NH_4^+ . Em valores de pH entre 11 e 12 a amônia se converte, quase totalmente, à sua forma livre NH_3 . Elevadas concentrações de amônia livre possuem caráter tóxico, enquanto, as baixas concentrações de amônia livre podem causar limitação da ação das bactérias nitrificantes.

A inibição dos organismos oxidantes de amônia pela presença de amônia livre (NH_3) pode ocorrer em concentrações na faixa de 10 a 150 mg L^{-1} e, para os oxidantes de nitrito, a inibição pode ocorrer na faixa de concentração de 0,1 a 1 mg L^{-1} (FRANCHIN, 2006). A diferença de sensibilidade entre *Nitrosomonas* e *Nitrobacters* pode levar ao acúmulo de nitrito.

O ácido nitroso, decorrente da oxidação de amônia e conseqüente redução no pH, inicia a inibição das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* na faixa de concentração de 0,22-2,8mgL⁻¹. As concentrações tanto do ácido nitroso como da amônia livre são diretamente dependentes do pH e da temperatura, e das concentrações respectivas de amônia na forma ionizada e de nitrito. Os organismos nitrificadores são susceptíveis também a vários inibidores orgânicos. Alguns compostos orgânicos que podem causar inibição na nitrificação são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 Compostos orgânicos inibidores da nitrificação

Compostos	Concentração que gera 50% inibição (mg L ⁻¹)
Acetona	2000
Dissulfeto de carbono	38
Clorofórmio	18
Etanol	2400
Fenol	5,6
Etileno diamina	17
Hexametileno diamina	85
Anilina	<1
Monoetanolamina	<200

Fonte: FERREIRA (2000).

De acordo com Ferreira (2000), determinadas substâncias inorgânicas, incluindo alguns metais, são inibitórios para as nitrificadoras. Os metais pesados, em concentrações da ordem de 10 a 20 mg L⁻¹ podem ser bem tolerados pelas nitrificadoras em faixa de pH de 7,5 a 8,0. Os compostos inorgânicos identificados como inibidores potenciais da nitrificação são os seguintes: zinco, cianetos, percloratos, cobre, mercúrio, cromo, níquel, prata, cobalto, tiocianatos, azida de sódio, hidrazina, cromato de potássio, cádmio, arsênico trivalente, fluoretos, chumbo e sulfetos. O fato de as bactérias responsáveis pela nitrificação serem restritas a poucos gêneros, associado ao lento crescimento celular, tornam esse processo mais suscetível à inibição (GRUNDITZ; DALHAMMAR, 2001).

3.3.4 Processo de desnitrificação

A desnitrificação é o processo em que o nitrato é convertido em nitrogênio molecular na presença de bactérias heterotróficas em condições anóxicas (CAMPOS et al., 2002; SOUZA; ARAÚJO; COELHO, 2008).

Na ausência de oxigênio, as bactérias desnitrificantes utilizam nitrato e parte do nitrito remanescente como aceptores finais de elétrons, logo, ocorre a oxidação da matéria orgânica e inorgânica que serve como doadora de elétrons (TEIXEIRA et al., 2008).

O processo de desnitrificação de forma simplificada é apresentado na Equação 6.



A conversão do nitrato em nitrogênio gasoso é realizada por bactérias dos gêneros *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio*, com destaque para as do gênero *Pseudomonas* (METCALF; EDDY, 2003).

Lemaire et al. (2006) afirmam que alguns fatores podem interferir no processo de desnitrificação e ocasionam acúmulo de óxido nitroso (N_2O), tais como as baixas relações C/N, baixos valores de pH e concentração de oxigênio.

As bactérias desnitrificantes também são capazes de realizar o processo de assimilação. Nesse processo, o nitrato é convertido à amônia, via nitrito, que é utilizada no suprimento de nitrogênio das células bacterianas. No entanto, na presença de amônia no meio líquido, a assimilação de nitratos pelas bactérias torna-se dispensável (GONÇALVES; CHARLIER; SAMMUT, 1994).

3.3.4.1 Fatores que influenciam no processo de desnitrificação

Segundo Pickbrenner (2002), a desnitrificação apresenta-se como um processo bastante robusto quando comparado à nitrificação. De acordo com o mesmo autor, muitas bactérias responsáveis pela desnitrificação possuem boa capacidade de adaptação às variações de temperatura. O processo de desnitrificação pode ocorrer na faixa de temperatura entre 7 e 40 °C (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). No entanto, a faixa de temperatura ótima para que ocorra a desnitrificação situa-se entre 25 e 35 °C (BARNES; BLISS, 1983).

O pH, assim como na nitrificação, também apresenta importância significativa no processo de desnitrificação. O processo de desnitrificação caracteriza-se por elevar o pH do meio, devido à produção de alcalinidade durante a conversão de nitrito e nitrato a nitrogênio gasoso.

Segundo Teixeira et al. (2008), a faixa ótima de pH está entre 7,0 e 8,0. Para Sousa e Foresti (1999), o pH ótimo compreende à faixa de 6,5 a 8,0. Surampalli et al. (1997) afirmaram haver redução significativa na velocidade de desnitrificação em valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 9,0, principalmente devido ao aumento da produção de óxidos nítricos que são inibidores do processo.

No processo de desnitrificação, a alcalinidade aumenta e reverte parcialmente o efeito da alcalinidade consumida na nitrificação. De acordo com Hoffmann et. al (2007), cada mol de nitrato reduzido consome 1 mol de H⁺ na nitrificação e cada mol de nitrato produzido implica a produção de 2 moles de H⁺ na desnitrificação.

Na Equação 7, é possível observar a recuperação de alcalinidade de 50% descrita por Hoffmann et al. (2007).



Como o efluente nitrificado normalmente apresenta baixa concentração de matéria orgânica é necessário o fornecimento de fonte de doador de elétrons para viabilizar a desnitrificação.

O doador de elétrons comumente utilizado em reatores, em escala real, é a matéria orgânica biodegradável, pois as bactérias desnitrificantes, em sua maioria, são heterotróficas.

Çeçen e Gonenç (1992) utilizaram melaço como fonte de carbono e concluíram que a maior taxa de desnitrificação acontece quando a relação C/N é maior ou igual a 5. Chui e Chung (2003) também conseguiram desnitrificação máxima com relação C/N maior ou igual a 5 no tratamento de efluente sintético em filtro submerso.

Em casos de baixas relações carbono/nitrogênio, o carbono orgânico do efluente digerido pode ser insuficiente para completa desnitrificação e a adição de uma fonte externa de carbono pode ser necessária para a oxidação do nitrato (BERNET et al., 2000).

Alguns estudos relatam o aumento da remoção biológica de nutrientes através da adição de acetato, metanol, etanol, glicose, dentre outras fontes de carbono (LEE et al., 1997; CASTRILLÓN et al., 2009). A adição de matéria orgânica suplementar, tais como metanol e acetato podem encarecer o processo e inviabilizá-lo (CHENG; LIU, 2001).

Nas Equações 8 e 9, são apresentadas as reduções do nitrato ao utilizar etanol como doador de elétrons na oxidação do nitrato e nitrito, respectivamente.



A manutenção da concentração de águas residuárias com fonte externa de carbono pode satisfazer a necessidade de matéria orgânica para a desnitrificação. E o processo de desnitrificação ocorre em condições anóxicas, ou seja, ausência de oxigênio. Todavia, a presença de OD inibe o sistema enzimático responsável pela desnitrificação.

3.4 Novos processos para remoção de nitrogênio em efluentes

Embora a técnica mais empregada na remoção de nitrogênio em efluentes seja a nitrificação autotrófica seguida da desnitrificação heterotrófica, existem algumas desvantagens para os sistemas que a adotam. Souza (2011) cita em relação ao processo convencional de remoção de nitrogênio, o elevado consumo de oxigênio, a necessidade de adição de fontes externas de carbono e a maior geração de lodo, o que implica em maiores custos operacionais destes sistemas.

Para contornar os inconvenientes, uma alternativa é a utilização de processos autotróficos de remoção de nitrogênio, que contribuem para redução nos custos finais do tratamento. A maioria das novas tecnologias para remoção autotrófica de nitrogênio em efluentes baseia-se na eliminação do nitrogênio via nitrito, e não via nitrato como ocorre no processo convencional.

O processo Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) consiste na oxidação anaeróbia de nitrogênio amoniacal a nitrogênio gasoso ao utilizar nitrito como receptor de elétrons (SCHIMIDT et al. 2003; JIN et al., 2007). É um processo equivalente ao processo clássico de desnitrificação, mas utiliza amônia como doador de elétrons para redução do nitrito, ao invés de compostos orgânicos (GALÍ et al., 2007). O processo é caracterizado como litoautotrófico por não requerer fonte de carbono para a remoção de nitrogênio.

O processo Sharon (*Single-reactor High-Activity Ammonium Removal Over Nitrite*) constitui no favorecimento da predominância de bactérias nitritantes sobre bactérias nitratantes através de aumento da temperatura do sistema, que gera o acúmulo de nitrito (HELLINGA et al.; 1998). O processo está ligado à seleção de linhagens de *Nitrossomonas* a partir de um inóculo atuante no processo de nitrificação em um reator contínuo operado com altas vazões específicas de alimentação e temperaturas superiores a 25 °C que provocam o arraste das bactérias responsáveis pela oxidação do nitrito.

Foram propostos também os processos Canon (*Complete Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite*) e Oland (*Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification*), que se baseiam na interação entre dois grupos de microrganismos autotróficos: os nitrificantes aeróbios e os oxidantes de amônia anaeróbios, em ambiente com condições limitadas de oxigênio (KHIN, ANNACHHATRE, 2004).

No processo Canon, os microrganismos nitrificantes, responsáveis pela oxidação de amônia a nitrito, consomem boa parte do oxigênio e criam condições anóxicas para o processo Anammox, tendo em vista que as bactérias anaeróbias autotróficas atuantes neste último processo, responsáveis pela conversão de amônia e nitrito em nitrogênio gasoso, são reversivelmente inibidas por baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Desta maneira,

uma cooperação simbiótica ocorre entre as populações de microrganismos presentes no reator (AHN, 2006).

No processo Oland, ocorre a eliminação direta de nitrogênio a partir da amônia em condições limitadas de oxigênio dissolvido (SCHMIDELL; REGINATTO, 2005). Devido às baixas concentrações de oxigênio dissolvido, o nitrito é consumido para a oxidação de amônia. A limitação do fornecimento de oxigênio dissolvido ocasiona redução na velocidade específica de respiração celular.

Todos esses processos necessitam, entretanto, de efluentes específicos, com elevada concentração de nitrogênio amoniacal e rígido controle operacional dos sistemas.

Para outros tipos de efluentes, como esgoto sanitário, uma forma mais aplicável de remoção de nitrogênio é a utilização da desnitrificação autotrófica usando compostos reduzidos de enxofre como doadores de elétrons (CARDOSO et al., 2006; ALVAREZ et al., 2007). A combinação deste tipo de desnitrificação com o processo Anammox foi denominada Deamox (*Denitrifying Ammonium Oxidation*) e consiste no uso de sulfeto como doador de elétrons para redução de nitrato a nitrito, que é então aplicado no processo Anammox para conversão a nitrogênio gasoso (KALYUZHNYI et al., 2006).

3.5 Reator em batelada sequencial - RBS

3.5.1 Introdução ao reator em batelada sequencial - RBS

Embora o uso de reatores com operação intermitente (batelada), também denominados reatores em batelada sequencial (RBS), tenha se iniciado há décadas, foi a partir do início da década de 80 que essa tecnologia tornou-se mais difundida e aplicada no tratamento dos mais diversos efluentes. O melhor conhecimento desse processo, o desenvolvimento de uma instrumentação mais robusta e a utilização de sistemas de controle automático por microprocessadores impulsionaram o uso dos RBS.

Face à crescente preocupação quanto ao lançamento de nutrientes nos corpos receptores, os RBS têm apresentado modificações para que possam alcançar nitrificação, desnitrificação e a remoção biológica de fósforo.

3.5.2 Princípios de funcionamento e aplicações

Dentre os processos utilizados para o tratamento de efluentes industriais estão os descontínuos (processos em batelada), os quais têm sido eficazes no processo de tratamento biológico de efluentes em termos de remoção de nitrogênio.

O reator em batelada sequencial (RSB) é uma modificação do sistema convencional de lodos ativados, em que as diferentes etapas de tratamento ocorrem dentro de um mesmo tanque (FARIA; KOETZ; SANTOS, 2006). Com isso, esses processos e operações passam a ser simplesmente sequências no tempo e não unidades separadas, como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo (SPERLING, 2005).

A característica fundamental dos processos descontínuos, como o RBS, é a magnitude da flexibilidade do processo em função da habilidade para simplificar o ajuste do tempo dos ciclos operacionais nos casos de variações de carga (WILDERER et al., 2001). Como o tempo de operação é orientado, a sequência das etapas operacionais fornece um grau adicional de liberdade para alcançar os objetivos de controle (SOUZA; ARAÚJO; COELHO, 2008).

O tratamento de efluentes em RBS tem despertado grande interesse, devido às pequenas áreas ocupadas pelas unidades de tratamento, redução de custos em relação ao sistema de lodos ativados e possibilidade de remoção conjunta de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada (MOREIRA; YAMAKAWA; ALEGRE, 2002). Neste tipo de reator, a massa biológica fica retida durante todos os ciclos, portanto, elimina-se a necessidade de decantadores, separadores e de elevatórias de recirculação de lodos bem como se evita o arraste dos microrganismos do reator biológico, onde as bactérias autotróficas crescem mais lentamente.

As fases do ciclo operacional do RBS são apresentadas na Figura 5.

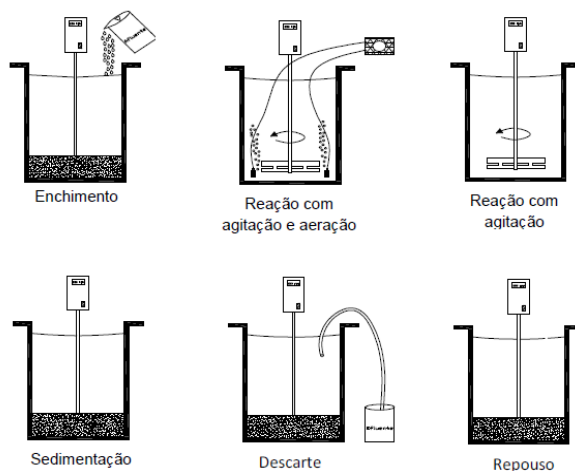


Figura 5 Fases do ciclo operacional do reator em batelada sequencial.

Segundo a USEPA (1993), cinco fases distintas são descritas no ciclo operacional do RBS:

- **Enchimento:** corresponde ao período de alimentação do efluente a ser tratado no reator. O enchimento pode ser estático, com mistura ou com aeração, dependendo do objetivo do tratamento de esgoto em questão. O enchimento estático envolve a introdução do esgoto sem mistura ou aeração e resulta em economia de energia e concentração do substrato;
- **Reação:** a etapa de reação pode compreender mistura, aeração ou ambas. A reação somente com mistura resulta em desnitrificação, caso existam nitratos e matéria orgânica no reator. Na reação aeróbia pode ocorrer a degradação da matéria orgânica, nitrificação e absorção de ortofosfatos pelas bactérias removedoras de fósforo. Como no caso da etapa de enchimento, de acordo com o objetivo planejado para o tratamento de efluente, podem ser utilizadas estratégias que compreendam a alternância entre a reação aeróbia e a reação anóxica/anaeróbia;
- **Sedimentação:** após o período de reação, a mistura e/ou aeração são desligadas, logo, é possível que ocorra a separação sólido/líquido;
- **Descarte:** corresponde à retirada do efluente clarificado;
- **Repouso:** após o descarte, os flocos biológicos permanecem no reator durante um período, aguardando por um novo ciclo de tratamento. A retirada do excesso de lodo aplicado no sistema pode ser realizada no final da etapa de reação ou durante o descanso.

De acordo com Cybis; Santos e Gehling (2004), as características hidráulicas do reator não oferecem riscos ao desempenho do sistema no tratamento de efluentes em local com variações climáticas elevadas. Além disso, o reator não depende de mão de obra especializada para operar de forma eficiente e possui potencial elevado para automação do funcionamento e do controle dos processos biológicos (CYBIS; SANTOS; GEHLING, 2004).

3.5.3 Aplicação do RBS na remoção de nitrogênio

Cybis; Santos e Gehling (2004) avaliaram a eficiência de remoção de nitrogênio e DQO em um reator em batelada sequencial, com volume útil de 600 L, no tratamento de esgotos sanitários. As remoções médias de nitrogênio total e DQO foram de 88 e 90%, respectivamente. Os resultados obtidos indicaram a possibilidade de utilização do RBS no tratamento de efluente com carga orgânica reduzida sem comprometer a qualidade do efluente nem a remoção de nitrogênio.

Kummer et al. (2011) avaliaram o processo de desnitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de tilápia em reator em batelada sequencial com volume útil de 2,5 L, operado com tempo de ciclo de 24 h. Foram obtidas eficiências completas na remoção de nitrito e nitrato com relações DQO/N entre 3,2 e 5,4. A remoção máxima de DQO no sistema de tratamento foi de 75%.

Costa et al. (2005) estudaram o comportamento de um reator em batelada sequencial, com enchimento escalonado e volume útil de 1,3 m³, na remoção de DQO, nitrogênio e fósforo. Os autores concluíram que o reator apresentou eficiência média de 82,0, 94,4, 71,4 e 64,5% na remoção de DQO, remoção de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação, remoção de nitrito e nitrato no processo de desnitrificação e remoção de fósforo no processo de fosfatação, respectivamente.

Lopes (2011) testou estratégias de operação em um reator em batelada sequencial, com volume útil de 4 L para a remoção de nitrogênio de efluente anaeróbio de abatedouro de aves. O reator proposto pelo autor atingiu remoção máxima de nitrogênio orgânico total de 85,7% quando foi aplicada uma vazão de ar de 0,50 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹ e um tempo de ciclo de 15,15 h.

Andrade et al. (2010) avaliaram o desempenho de um reator em batelada sequencial com volume útil de 2,5 L, operado com tempo de reação de 24 h, na nitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de peixes. A melhor condição operacional obtida pelos autores foi a combinação entre 70 mg L⁻¹ na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e 2 L min⁻¹ na vazão de ar que atingiu eficiência máxima de 85,6 ± 0,6%.

Zenatti et al. (2009) analisaram a eficiência de um reator em batelada sequencial com biomassa imobilizada e volume útil de 2,5 L, no tratamento de efluente proveniente de abatedouro de tilápia. A eficiência máxima de conversão de 81,9 ± 3,8% foi atingida quando o reator foi operado com vazão de ar de 6 L min⁻¹ e tempo de reação de 12 h na fase aeróbia.

Ono (2007) avaliou o comportamento de um reator em batelada sequencial em escala de bancada com volume útil de 6,5 L no tratamento de efluente proveniente de indústria química, caracterizado por elevadas concentrações de amônia e sulfato. O sistema atingiu eficiência média de nitrificação de 85,0 ± 12,1% e eficiência próxima a 100%.

Daniel (2005) analisou um reator de leito fixo com volume útil de 6 L, operado em batelada sequencial no tratamento de substrato sintético com concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal de 125, 250 e 500 mg L⁻¹. Durante a operação do reator sob aeração intermitente, com períodos aeróbio e anóxico de duração de uma hora, a maior velocidade de oxidação ocorreu com nitrogênio amoniacal afluente de 250 mg L⁻¹ e remoção máxima de 85%.

Villaverde et al. (2002) estudaram o uso de um reator em batelada sequencial com aeração intermitente, no pós-tratamento de efluente de um reator UASB aplicado ao tratamento de água residuária de indústria alimentícia. De acordo com os autores, o melhor resultado foi obtido com intervalos de 6/12 minutos nos tempos de aeração/repouso, com ciclo de 40 h e idade do lodo de 17 dias, cujas remoções de DQO, NTK e NT alcançaram 90, 98 e 79%, respectivamente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Efluente do abatedouro de bovinos

O efluente utilizado no experimento foi proveniente de um abatedouro de bovinos, localizado no município de Toledo, PR.

Na agroindústria, são abatidos cerca de 200 animais por dia, três vezes por semana. Estima-se que sejam gastos entre o abate e as demais atividades cerca de 60.000 L d⁻¹ de água, com média de 300 L por animal, desde o processo inicial até o produto final.

Além do efluente, são geradas grandes quantidades de resíduos sólidos como ossos, gordura e vísceras durante o abate. Os resíduos sólidos são destinados à produção de ração juntamente com o sangue recolhido.

Um fluxograma do sistema de tratamento do efluente gerado na agroindústria é apresentado na Figura 6.

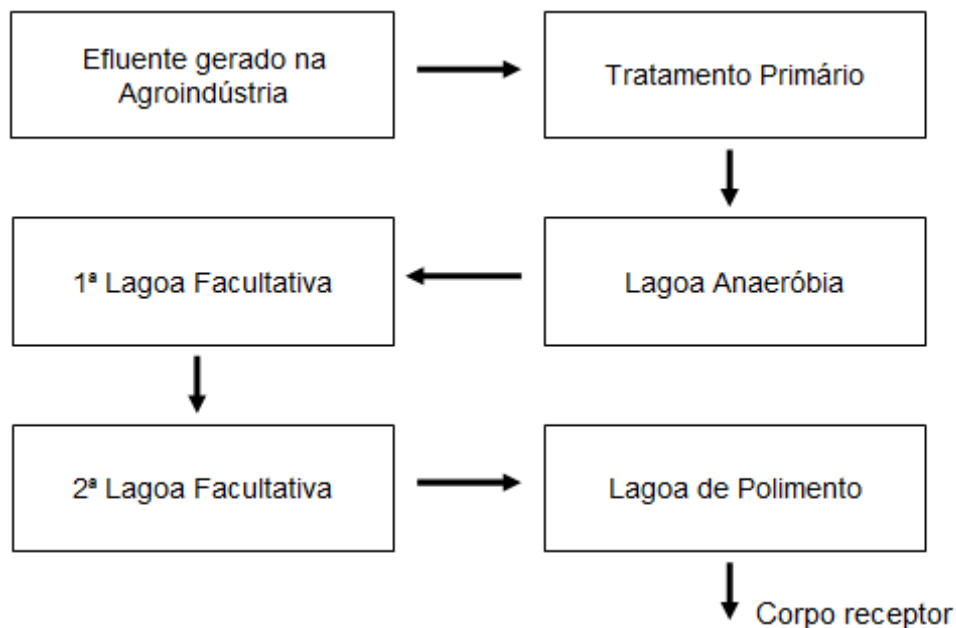


Figura 6 Fluxograma do sistema de tratamento do efluente gerado na agroindústria.

O efluente gerado no abatedouro é tratado por sistema preliminar composto de gradeamento para remoção de sólidos grosseiros. No tratamento primário, ocorre a flotação para remoção de gorduras. O tratamento secundário é realizado por processos biológicos através de um sistema de lagoas de estabilização composto por quatro lagoas em série, sendo a primeira delas anaeróbia (Figura 6).

O ponto de coleta do efluente utilizado na etapa experimental é apresentado na Figura 7.

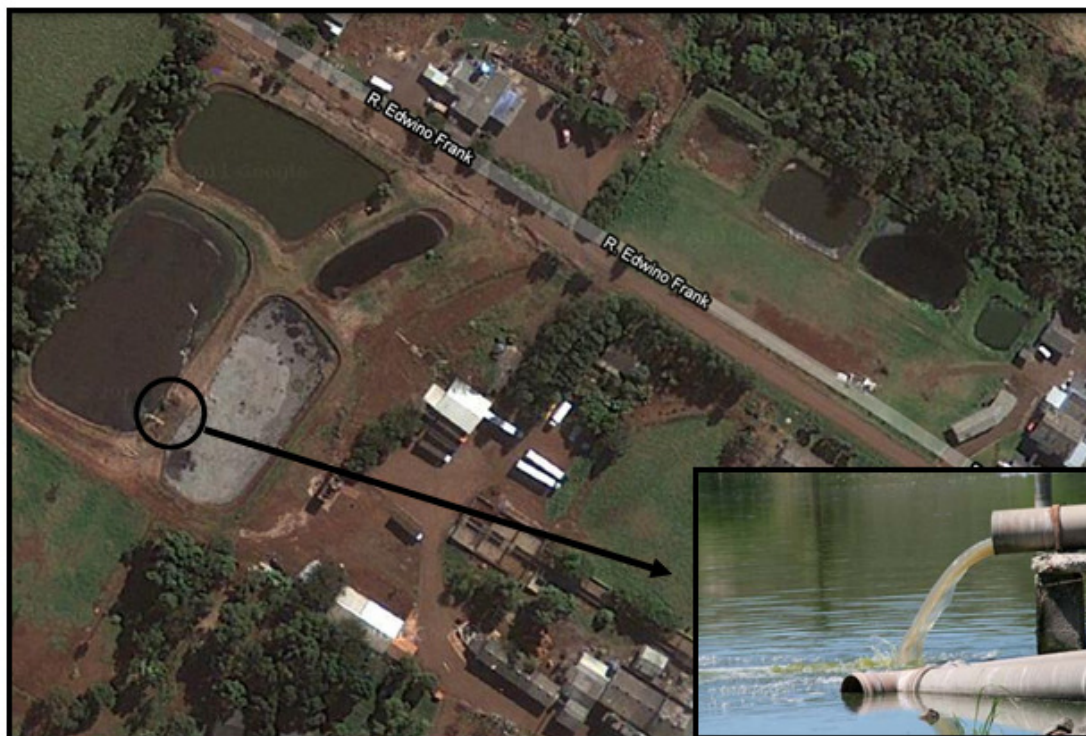


Figura 7 Ponto de coleta do efluente utilizado na etapa experimental – Saída da lagoa anaeróbia.

As coletas de efluente foram realizadas no ponto de saída da lagoa anaeróbia (Figura 7), em galões de polietileno com capacidade de 20 L, conforme recomendações de coleta e preservação de amostras descritas na NBR 9898/1987 (ABNT, 1987).

O efluente foi filtrado, homogeneizado, acondicionado em recipientes de polietileno de 2 L e armazenado em freezer para preservação até utilização experimental. Foram realizadas caracterizações físico-químicas do efluente antes do armazenamento em cada coleta.

4.2 Caracterização do sistema de tratamento

A unidade experimental foi instalada nas dependências do Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel.

O sistema de tratamento foi composto de um reator em batelada sequencial, montado por em escala de bancada, confeccionado de polietileno (PET), com 185 mm de diâmetro e 205 mm de altura, volume total de 5,5 L e volume útil de 4 L.

O desenho esquemático do aparato experimental e o reator em funcionamento são apresentados na Figura 8.

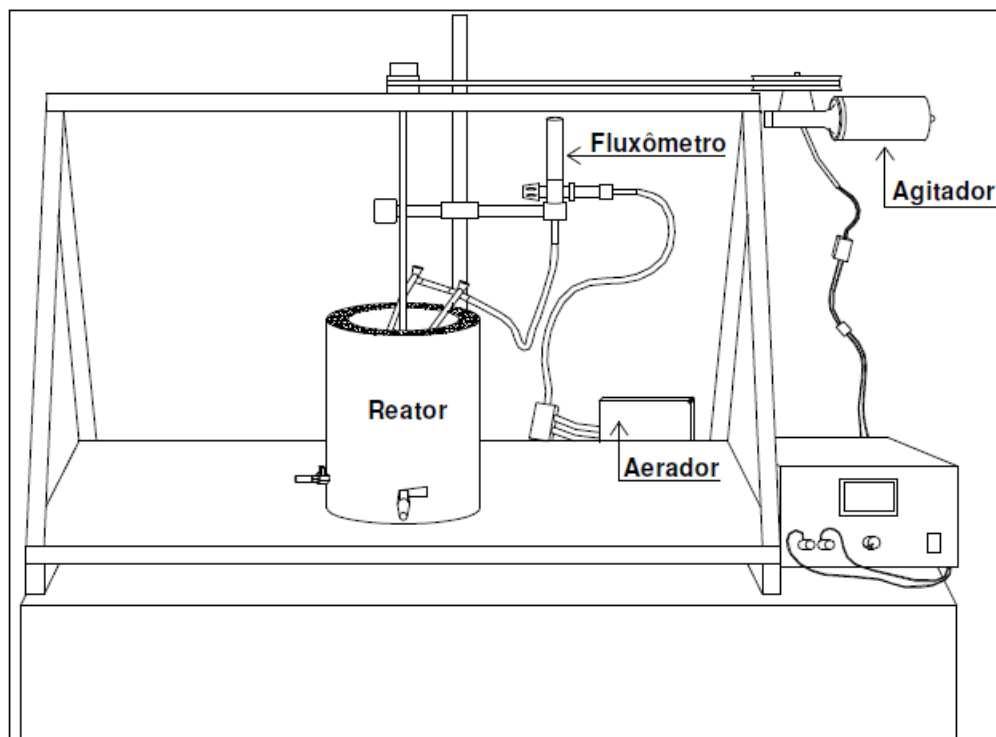


Figura 8 Desenho esquemático do aparato experimental.

O sistema de tratamento contemplou o processo de nitrificação seguido de desnitrificação. Na nitrificação, o ar foi difundido no reator através do uso de duas pedras porosas. O sistema de aeração consistiu de um aerador de aquário da marca *Big-Air*, modelo A420, acoplado a um fluxômetro para controle de vazão de entrada de ar. Na desnitrificação, o efluente foi misturado com o agitador mecânico a fim de mantê-lo em constante contato com a biomassa. O descarte do efluente tratado foi realizado por sifão. O inóculo utilizado foi obtido em um de reator em batelada sequencial operado por Lopes (2011), o qual foi utilizado no tratamento de efluente avícola.

4.3 Procedimento experimental

O experimento foi conduzido no período entre setembro de 2010 e novembro de 2011.

O reator em escala de bancada foi operado em sistema de batelada em temperatura ambiente, com períodos aerados e sem aeração, para proporcionar que ocorram as fases aeróbia e anóxica e, respectivamente, os processos de nitrificação e desnitrificação.

A seqüência operacional das fases de funcionamento do reator está representada na Figura 9.

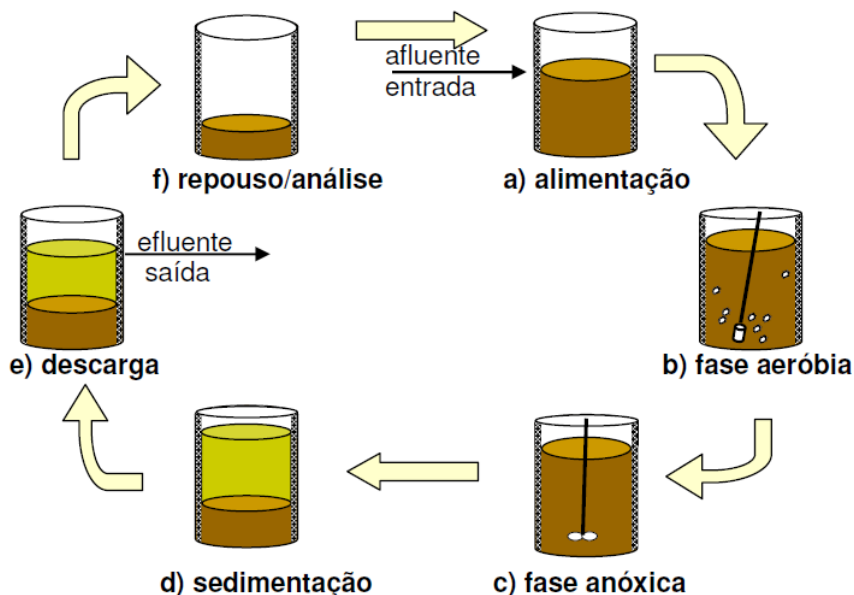


Figura 9 Seqüência operacional das fases de funcionamento do RBS.

O reator foi operado em seis fases:

- Alimentação:** o enchimento do reator foi realizado de forma instantânea, sem agitação e sem aeração;
- Reação aeróbia:** compreendeu o processo de nitrificação. Nessa etapa, ocorreu o fornecimento de ar necessário à conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente, a nitrato;
- Reação anóxica:** compreendeu o processo de desnitrificação. Nessa etapa, não ocorreu fornecimento de ar e houve adição externa de carbono. O efluente foi levemente misturado através de agitação mecânica, em rotações de 25 rpm, a fim de manter o efluente homogêneo;
- Sedimentação:** etapa necessária à sedimentação dos sólidos em suspensão e clarificação do efluente a ser descartado;
- Descarga:** a retirada do efluente foi realizada por sifão. Foram mantidos 25% do volume inicial, referentes ao inóculo;
- Repouso:** esta etapa compreendeu o ajuste dos ciclos operacionais e a preparação para as próximas bateladas.

O reator foi operado em batelada com tempo de ciclo total de 24 horas, as quais foram divididas entre as seis fases operacionais. A divisão das fases operacionais em cada batelada é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 Tempo de ciclo (TC) dividido entre as fases operacionais de funcionamento do RBS

Tempo de ciclo (TC)	
Fases operacionais	24 h
1. Alimentação	Instantânea
2. Reação aeróbia	16 h
3. Reação anóxica	6 h
4. Sedimentação	1 h
5. Descarte	0,1 h
6. Repouso	0,9 h

O tempo de ciclo no processo de nitrificação foi determinado a partir de experimento realizado por Andrade et al. (2010), no qual 16 horas foram suficientes para promover a nitrificação. O tempo de ciclo no processo de desnitrificação foi determinado a partir de um experimento realizado por Kummer (2008), no qual 6 horas foram suficientes para promover a desnitrificação.

Na fase operacional, foi realizado monitoramento do comportamento do reator por meio de determinação dos parâmetros pH, alcalinidade e relação DQO/N, a fim de manter a estabilização do processo.

A alcalinidade foi corrigida, quando necessário, no momento de alimentação do reator com o objetivo de manter a relação alcalinidade/nitrogênio amoniacal próxima à recomendada, de 7,14. A correção da alcalinidade foi realizada pela adição de solução de 1M de bicarbonato de sódio (GAPES; KELLER, 2009), pois na nitrificação há o consumo de alcalinidade, que pode desestabilizar o processo.

Na alimentação do reator, para promover bom desempenho do processo de nitrificação, a relação DQO/N, mantida no efluente, foi menor que 3 (METCALF; EDDY, 2003). No processo de desnitrificação, a relação DQO/N foi ajustada em torno de 5 (METCALF; EDDY, 2003), com adição de etanol como fonte externa de carbono.

4.4 Monitoramento do procedimento experimental

O monitoramento do processo experimental foi realizado por meio de análises físico-químicas efetuadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel.

No monitoramento do reator, foram caracterizadas amostras coletadas no início e no fim das fases operacionais aeróbia e anóxica. As amostras foram coletadas no reator através de seringa após a sedimentação do efluente, por um período de 10 minutos e centrifugadas a 5000 rpm por 15 minutos, para realização das análises físico-químicas.

As metodologias e os métodos empregados no monitoramento físico-químico do reator RBS e na caracterização dos efluentes utilizados estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 Parâmetros físico-químicos avaliados no monitoramento do RSB e na caracterização do efluente de abatedouro bovino

Parâmetros	Unidades	Métodos
Temperatura	°C	Potenciométrico
pH		Potenciométrico
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2320 B – Titulométrico (APHA, 2005)
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	Potenciométrico
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg L ⁻¹	5220 D – Colorimétrico (APHA, 2005)
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	mg L ⁻¹	4500 C – Titulométrico (APHA, 2005)
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg L ⁻¹	4500 C – Titulométrico (APHA, 2005)
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg L ⁻¹	4500 NO ₂ I – Colorimétrico (APHA, 2005)
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	4500 NO ₃ I – Colorimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)

Ao final de cada batelada, foi determinada a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no lodo sedimentado, através da leitura da absorbância em espectrofotômetro a 700 nm de comprimento de onda (DAMASCENO, 2003). Foi fixada a concentração de sólidos suspensos voláteis em 10000 mg L⁻¹ no lodo do reator, no início de cada batelada a ser testada. Essa concentração deve ser adotada para manter a concentração de SSV na massa líquida do reator de aproximadamente 2500 mg L⁻¹, pois a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1999) recomenda que a concentração de SSV no reator esteja entre 2000 e 4000 mg L⁻¹. A concentração de SSV foi ajustada com diluição do lodo em água destilada.

4.5 Planejamento experimental e análise estatística

Com o intuito de verificar a influência dos fatores vazão de ar e concentração inicial de nitrogênio amoniacal na remoção de nitrogênio no efluente de abatedouro bovino, foi elaborado um delineamento composto central rotacional (DCCR), tipo estrela ($\alpha = 45^\circ$), que

compreendeu um fatorial (2^2) com os níveis (-1 e +1), os pontos axiais (-1,414 e +1,414) e três repetições no ponto central (0), o qual resultou em 11 ensaios.

Os níveis dos fatores analisados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 Níveis dos fatores experimentais utilizados no delineamento experimental

Fatores experimentais/Unidade		Variáveis codificadas				
		- α	-1	0	+1	+ α
Fator 1	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	0,025	0,125	0,375	0,625	0,725
Fator 2	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)	80	100	150	200	220

$\alpha = (2^N)^{1/4} = 1,414$; N = número de variáveis independentes.

A matriz do delineamento experimental está descrita na Tabela 7.

Tabela 7 Matriz do delineamento experimental

Ensaio	Variáveis codificadas		Variáveis descodificadas	
	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)
1	-1	-1	0,125	100
2	1	-1	0,625	100
3	-1	1	0,125	200
4	1	1	0,625	200
5	0	0	0,375	150
6	0	0	0,375	150
7	0	0	0,375	150
8	0	-1,414	0,375	80
9	0	1,41	0,375	220
10	-1,414	0	0,025	150
11	1,414	0	0,725	150

As variáveis respostas avaliadas foram a remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo (nitrificação/desnitrificação).

A validação experimental dos modelos propostos para remoção de nitrogênio foi realizada em quintuplicata nas condições de $0,5 L^{-1} \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$ (vazão de ar) e $200 mg L^{-1}$ de nitrogênio amoniacal (concentração inicial de nitrogênio amoniacal), Foram calculadas as médias, os desvios-padrão e os coeficientes de variação (CV) dos dados obtidos na validação dos modelos.

Na validação experimental dos modelos foram avaliados os perfis dinâmicos da degradação da matéria orgânica e nitrogenada quanto aos processos de nitrificação e desnitrificação em função do tempo.

As determinações dos efeitos das variáveis independentes, o cálculo dos coeficientes de regressão, a análise de variância (ANOVA) e a obtenção dos gráficos de superfícies de resposta e de contorno, ao nível de 10% de significância, foram realizadas por software computacional.

4.6 Estimativa da amônia livre e do ácido nitroso

As concentrações de amônia livre e ácido nitroso foram estimadas em função do pH e temperatura, concentração de nitrogênio amoniacal e nitrito, pela aplicação de equações apresentadas por Anthonisen et al. (1976).

A estimativa de amônia livre é apresentada na Equação 10.

$$NH_3 = \frac{17 \cdot N_{amon} \cdot 10^{pH}}{14 \cdot Kb / Kw + 10^{pH}} \quad (\text{Eq. 10})$$

em que:

$$Kb/Kw = e^{6344/(273+T)}$$

NH_3 = concentração de amônia livre (mg NH_3 L⁻¹)

N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal (mg N.L⁻¹)

T = temperatura do líquido (°C)

A estimativa de ácido nitroso é apresentada pela Equação 11.

$$HNO_2 = \frac{46 \cdot NO_2^-}{14 \cdot Ka \cdot 10^{pH}} \quad (\text{Eq. 11})$$

em que:

$$Ka = e^{-2300/(273+T)}$$

HNO_2 = concentração de HNO_2 (mg HNO_2 L⁻¹)

NO_2^- = concentração de NO_2^- (mg NO_2^- L⁻¹)

T = temperatura do líquido (°C)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do efluente do abatedouro bovino

Os valores médios referentes à caracterização físico-química do efluente de abatedouro bovino, tratado anaerobiamente, utilizado no experimento são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 Caracterização físico-química de efluente de abatedouro bovino após tratamento anaeróbio

Parâmetros	Unidade	\bar{x}	σ	CV (%)
pH		7,8	0,4	4,6
Alcalinidade Total (AT)	(mg CaCO ₃ L ⁻¹)	400,0	14,4	3,6
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	(mg L ⁻¹)	420,8	79,8	18,9
Oxigênio Dissolvido (OD)	(mg L ⁻¹)	0,6	0,1	10,2
Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK)	(mg L ⁻¹)	255,6	55,7	21,8
Nitrogênio Amoniacal	(mg L ⁻¹)	238,0	44,9	20,8
Nitrito	(mg L ⁻¹)	2,6	2,4	23,4
Nitrato	(mg L ⁻¹)	4,2	0,9	21,2
Sólidos Totais (ST)	(mg L ⁻¹)	463,1	96,4	20,8
Sólidos Totais Fixos (STF)	(mg L ⁻¹)	269,5	62,4	23,1
Sólidos Totais Voláteis (STV)	(mg L ⁻¹)	196,1	36,1	18,4

Nota: \bar{x} = média; σ = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 8 é possível observar que aproximadamente 93,2% dos compostos nitrogenados presentes no efluente tratado anaerobiamente foi encontrado na forma de nitrogênio amoniacal, o que indica processo de amonificação quase completo do nitrogênio orgânico no efluente bruto.

A concentração de nitrogênio amoniacal no efluente foi de $238,0 \pm 44,9$ mg L⁻¹. As concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal (80, 100, 150, 200 e 220 mg L⁻¹) testadas na etapa experimental foram ajustadas por meio de diluição.

Reginatto et al (2007) avaliaram a eficiência de um reator semi-contínuo na remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente, proveniente de indústria frigorífica bovina, coletado na saída da primeira lagoa anaeróbia. O efluente utilizado na alimentação desse reator apresentou pH, alcalinidade, concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e DQO de 7,2, $780,5 \pm 121,1$ mg CaCO₃ L⁻¹, $163,7 \pm 25,3$ mg L⁻¹, $<1,0$ mg L⁻¹, $<1,0$ mg L⁻¹ e $614,4 \pm 87,4$ mg L⁻¹, respectivamente.

Ide et al (1997) relaram concentrações médias na saída da primeira lagoa anaeróbia de 225,6 mg L⁻¹, 17,4 mg L⁻¹, 1559,0 mg L⁻¹, 1912,2 mg L⁻¹ e 7,1 em termos de nitrogênio total Kjeldhal, nitrato, DQO, sólidos totais e pH na avaliação de lagoas de estabilização no tratamento de efluente de abatedouro bovino.

As caracterizações físico-químicas dos efluentes tratados anaerobiamente apresentadas pelos autores acima não são similares às caracterizações do efluente utilizado neste experimento devido possivelmente as variações vinculadas aos processos envolvidos em cada indústria, como a produção de enlatados, fabricação de farinhas de ossos e/ou de sangue e salsicharia.

O efluente utilizado no experimento apresentou baixas concentrações de nitrito e nitrato, 2,4 mg L⁻¹ e 4,2 mg L⁻¹, respectivamente, por ser coletado na saída do sistema de tratamento anaeróbio e não ter sofrido processo de nitrificação.

A concentração de matéria orgânica em termos de DQO foi de 420,8 ± 79,8 mg L⁻¹. A relação DQO/NH₄ verificada no efluente foi de 1,8 e mostrou-se favorável à atividade nitrificante. De acordo com Pereira-Ramirez et al. (2003) para o melhor desempenho das bactérias nitrificantes, a relação DQO/N do efluente deve ser menor que 3.

O efluente apresentou relação AT/NH₄⁴⁺ de 1,7. No processo de nitrificação, aproximadamente 7,14 mg de alcalinidade são necessários para cada 1 mg de nitrogênio amoniacal oxidado (SURAMPALLI et al., 1997). A correção da alcalinidade na nitrificação foi efetuada pela adição do bicarbonato de sódio (NaHCO₃), na proporção de 0,61 mg de NaHCO₃ por mg de N-NH₄⁺ oxidado (JANG et al., 2004), com o objetivo de manter a razão de alcalinidade/NH₄⁺ superior à relação estequiométrica de 7,14. Foi selecionado o NaHCO₃ como fonte de alcalinidade, por este apresentar maior solubilidade que o CaCO₃.

Foram observadas variações de concentração em relação ao nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldhal, nitrito, nitrato e série de sólidos totais no efluente coletado na saída da lagoa anaeróbia devido possivelmente as variações climáticas. Tais variações de concentração podem ser observadas pelos coeficientes de variação que apresentaram valores superiores a 20% (PIMENTEL-GOMES, 1985).

5.2 Eficiência no processo de nitrificação e processo completo (nitrificação/desnitrificação)

O delineamento experimental e as variáveis respostas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e à remoção de nitrogênio total no processo completo são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 Delineamento experimental e variáveis respostas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação (%)

Ensaio	Níveis reais dos fatores		Variáveis respostas			
	Q_{ar} (L min ⁻¹ L _{reator} ⁻¹)	[] i N _{amon} (mg L ⁻¹)	Processo de Nitrificação			Processo Completo
			Remoção N _{amon} (%)	Conv. de N _{amon} a NO ₃ ⁻ (%)	Acúmulo de NO ₂ ⁻ (%)	Remoção NT (%)
1	0,125	100	49,9	38,4	14,1	55,9
2	0,625	100	100	94,0	4,0	91,0
3	0,125	200	49,4	31,2	19,6	48,4
4	0,625	200	74,7	64,2	11,0	66,1
5	0,375	150	100	94,9	3,6	90,5
6	0,375	150	100	93,9	4,0	90,7
7	0,375	150	100	94,2	4,7	91,0
8	0,375	80	100	90,8	10,6	92,0
9	0,375	220	76,1	63,6	9,5	64,8
10	0,025	150	11,5	9,2	7,6	20,8
11	0,725	150	100	94,3	3,6	90,4

Na Tabela 9, é possível observar que houve variações nas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito, no processo de nitrificação, entre 11,5 e 100%, 9,2 e 94, 9% e 4,0 e 19,6%, respectivamente.

As maiores remoções de nitrogênio amoniacal foram verificadas nos ensaios 2, 5, 6, 7, 8 e 11. Conversões de nitrogênio amoniacal a nitrato, superiores a 90%, foram observadas nos mesmos ensaios. O acúmulo de nitrito inferior a 20% pode ser indicativo de nitrificação completa.

Eficiências de remoção de nitrogênio total no processo completo (nitrificação/desnitrificação) apresentaram variações entre 48,4 e 92%.

Os efeitos estimados para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 Efeitos estimados para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo (%)

Parâmetros	Efeitos	Erro padrão ¹	T (5)	p-valor	Erro padrão ²	
Rem. N _{amon} (%)	Média/Intercepto	100,0124	4,8204	20,7473	0,0000	4,8204
	Q _{ar} (L)	50,0779	5,9127	8,4694	0,0003	2,9563
	Q _{ar} (Q)	-46,1109	7,0554	-6,5355	0,0012	3,5277

	[] _i N _{amon} (L)	-14,8028	5,9127	-2,5035	0,0542	2,9563
	[] _i N _{amon} (Q)	-13,5980	7,0554	-1,9273	0,1118	3,5277
	Q _{ar} x [] _i N _{amon}	-12,6650	8,3494	-1,5168	0,1897	4,1747
	Média/Intercepto	94,3513	3,9738	23,7428	0,0000	3,9738
	Q _{ar} (L)	52,3073	4,8743	10,7312	0,0002	2,4371
Conv. N _{amon} a	Q _{ar} (Q)	-46,5689	5,8163	-8,0066	0,0004	2,9081
NO ₃ (%)	[] _i N _{amon} (L)	-18,8624	4,8743	-3,8697	0,0117	2,4371
	[] _i N _{amon} (Q)	-20,9322	5,8163	-3,5988	0,0155	2,9081
	Q _{ar} x [] _i N _{amon}	-11,2950	6,8830	-1,6409	0,1617	3,4415
	Média/Intercepto	4,07837	2,3620	1,7266	0,1448	2,3620
	Q _{ar} (L)	-6,12515	2,8972	-2,1141	0,0881	1,4486
Acúm. NO ₂ (%)	Q _{ar} (Q)	3,68394	3,4571	1,0656	0,3353	1,7285
	[] _i N _{amon} (L)	2,74793	2,8972	0,9484	0,3864	1,4486
	[] _i N _{amon} (Q)	8,18693	3,4571	2,3681	0,0641	1,4486
	Q _{ar} x [] _i N _{amon}	0,71500	4,0912	0,1747	0,8681	2,0456
	Média/Intercepto	90,7746	4,2603	21,3067	0,0000	4,2603
	Q _{ar} (L)	37,8088	5,2257	7,2351	0,0007	2,6128
Rem. NT (%)	Q _{ar} (Q)	-36,1596	6,2356	-5,7988	0,0021	3,1178
	[] _i N _{amon} (L)	-17,7661	5,2257	-3,3997	0,0192	2,6128
	[] _i N _{amon} (Q)	-13,1726	6,2356	-2,1124	0,0883	3,1178

Nota: (L) - linear; (Q) - quadrático; ¹ Erro padrão do efeito; ² Erro padrão do coeficiente

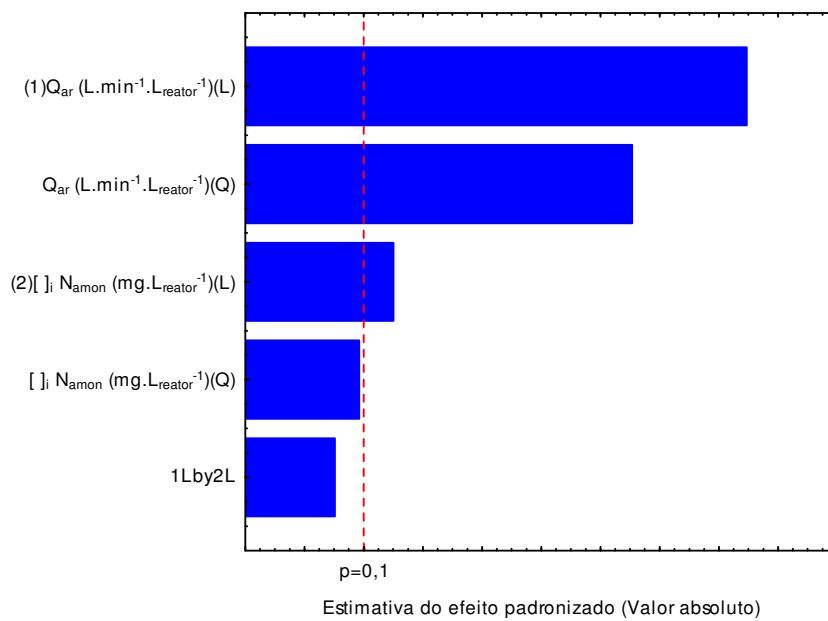
Na Tabela 10 é possível que a vazão de ar e a concentração inicial de nitrogênio amoniacal, lineares e quadráticas exerceram efeitos significativos ao nível de 10% de significância para a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo, pois apresentaram p-valores inferiores a 0,05. O fator vazão de ar linear exerceu efeito positivo enquanto os fatores vazão de ar quadrático e concentração inicial de nitrogênio amoniacal, lineares e quadráticos exerceram efeitos negativos sobre essas duas variáveis respostas.

Para a remoção de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação, os fatores que exerceram efeito significativo ao nível de 10% positivo foram a vazão de ar quadrática e a concentração inicial de nitrogênio amoniacal linear, enquanto a vazão de ar linear exerceu efeito positivo para essa variável resposta. Para o acúmulo de nitrito, o fator vazão de ar linear exerceu efeito negativo, enquanto a concentração inicial de nitrogênio amoniacal exerceu efeito positivo a 10% de significância.

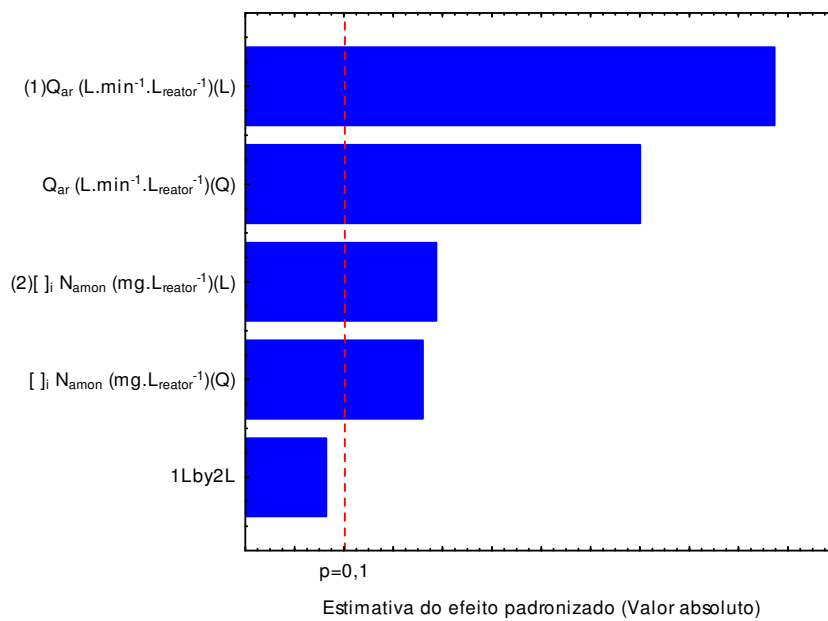
A interação entre os fatores não apresentou significância para quaisquer das variáveis respostas analisadas.

Os gráficos de Pareto, nos quais estão ilustradas a significância dos fatores na remoção de nitrogênio amoniacal, a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo

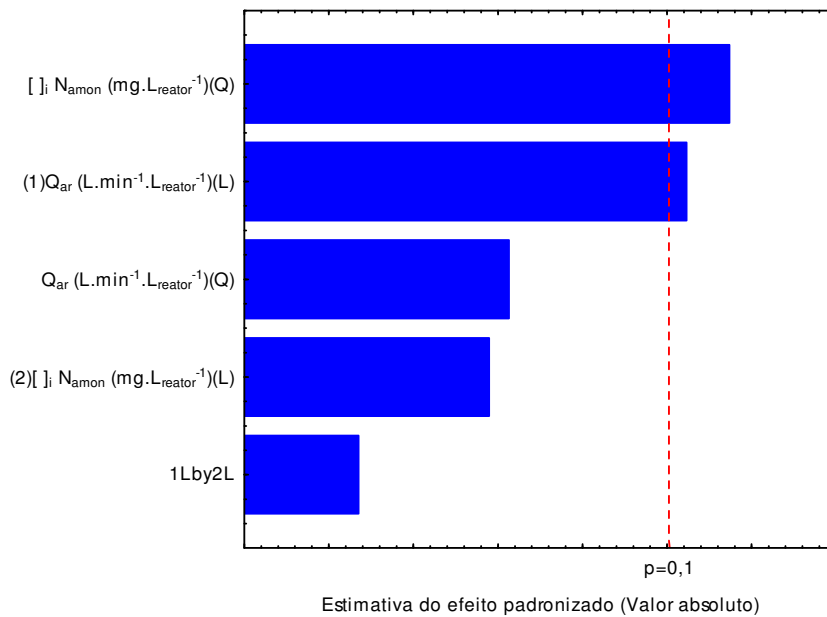
de nitrito no processo de nitrificação e a remoção de nitrogênio total no processo completo ao nível de 90% de confiança, são apresentados na Figura 10.



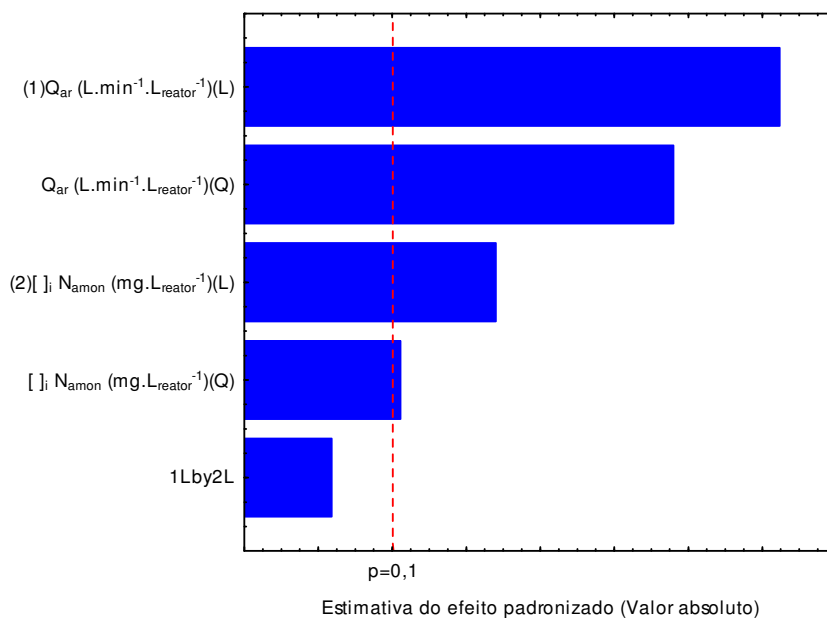
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 10 Gráficos de Pareto para (a) remoção de nitrogênio amoniacal, (b) conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e (c) acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e (d) remoção de nitrogênio total no processo completo (%).

Na Figura 10, é possível verificar a mesma tendência de significância dos fatores observados na tabela dos efeitos estimados. Os fatores significativos ao nível de 10% são representados pelas colunas horizontais que ultrapassam as linhas tracejadas (p -valor 0,05).

As análises de variância para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de

nitrogênio total no processo completo são apresentadas na Tabela 11. Foram desconsiderados os fatores não significativos nas aplicações da ANOVA para os modelos de regressão.

Tabela 11 Análise de variância para a remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo (%)

	Fontes de variação	Soma quadrática	Graus de liberdade	Quadrado médio	F _{cal}	F _{tab}	F _{cal} /F _{tab}
Rem. N _{amon} (%)	Regressão (modelo)	8156,355	3	2718,785	24,783	3,074	8,062
	Resíduo	767,917	7	109,702			
	Total	8924,272	10				
Conv. N _{amon} a NO ₃ (%)	Regressão (modelo)	9285,351	4	2321,337	38,215	3,180	12,017
	Resíduo	364,458	6	60,743			
	Total	9649,809	10				
Acúm. NO ₂ (%)	Regressão (modelo)	152,252	2	76,126	5,149	3,113	1,654
	Resíduo	118,264	8	14,783			
	Total	270,516	10				
Rem. NT (%)	Regressão (modelo)	5669,961	4	1330,408	22,916	3,180	7,206
	Resíduo	348,329	6	58,054			
	Total	5669,961	10				

Na Tabela 11, é possível verificar a significância dos modelos de regressão no intervalo de 90% de confiança para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo, tendo em vista que os valores de F_{calculado} 24,783, 38,215, 5,149 e 22,916 são superiores aos valores de F_{tabelado (3;7;0,10)} 3,074, F_{tabelado (4;6;0,10)} 3,180, F_{tabelado (2;8;0,10)} 3,113 e F_{tabelado (4;6;0,10)} 3,180, respectivamente. As razões de F_{cal}/F_{tab} foram de 8,062, 12,017, 1,654 e 7,206 para a remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrito a nitrato, acúmulo de nitrito e remoção de nitrogênio total, respectivamente. Segundo Barros Neto *et al.* (2007), para que uma regressão seja, não apenas estatisticamente significativa, mas também útil para fins preditivos, o valor da razão deve ser no mínimo maior que 4.

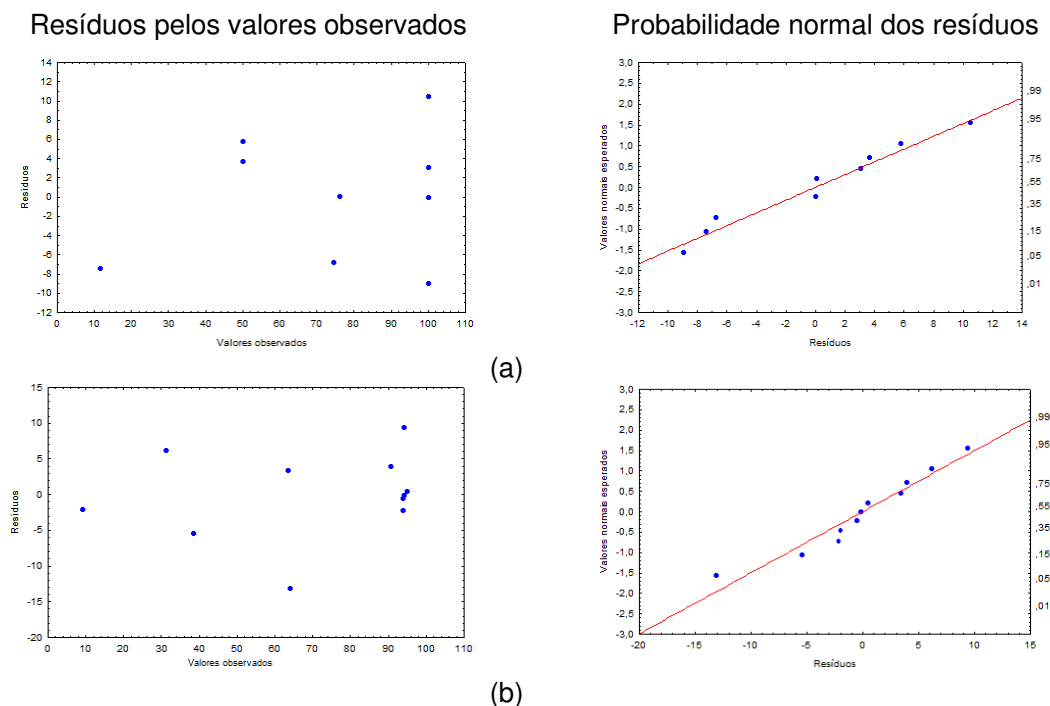
A partir dos resultados obtidos na ANOVA e dos efeitos estimados, foi possível a elaboração de modelos codificados de 2ª ordem que relacionam a remoção de nitrogênio amoniacal e total, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato ao processo e acúmulo de nitrito nas condições operacionais estabelecidas. Os modelos quadráticos ajustados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 Modelos matemáticos e coeficientes de determinação (R^2) dos modelos ajustados para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo (%)

Variáveis respostas (%)	Modelos	R^2 (%)
Remoção de N_{amon}	$93,64 + 25,03(Q_{ar}) - 21,07(Q_{ar})^2 - 7,40[]iN_{Amon}$	91,3
Conv. N_{amon} a NO_3	$94,35 + 26,15(Q_{ar}) - 23,28(Q_{ar})^2 - 9,43[]iN_{Amon} - 10,46[]iN_{Amon}^2$	96,2
Acúm. NO_2 (%)	$5,80 - 3,06(Q_{ar}) + 3,55[]iN_{Amon}^2$	56,2
Remoção de NT	$90,77 + 18,90(Q_{ar}) - 18,07(Q_{ar})^2 - 8,88[]iN_{Amon} - 6,58[]iN_{Amon}^2$	93,8

Na Tabela 12, é possível observar que os modelos estatísticos apresentaram valores de R^2 0,913, R^2 0,962, R^2 0,562 e R^2 0,938 para a remoção de nitrogênio amoniacal, conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, acúmulo de nitrito e remoção de nitrogênio total, ou seja, 91,3, 96,2 56,2 e 93,8% das variações nas eficiências, respectivamente, são explicadas pelos modelos. A fim de simplificar as equações, os modelos estatísticos foram reparametrizados, ou seja, foram excluídos os parâmetros que não exerceram influência significativa nas variáveis respostas. Os valores de R^2 sugerem que os modelos estatísticos obtidos são adequados para avaliar o comportamento das eficiências do sistema de tratamento frente à variação de vazão de ar e à concentração inicial de nitrogênio amoniacal.

A distribuição dos resíduos em função dos valores observados e a probabilidade normal dos resíduos em função das variáveis respostas são apresentadas na Figura 11.



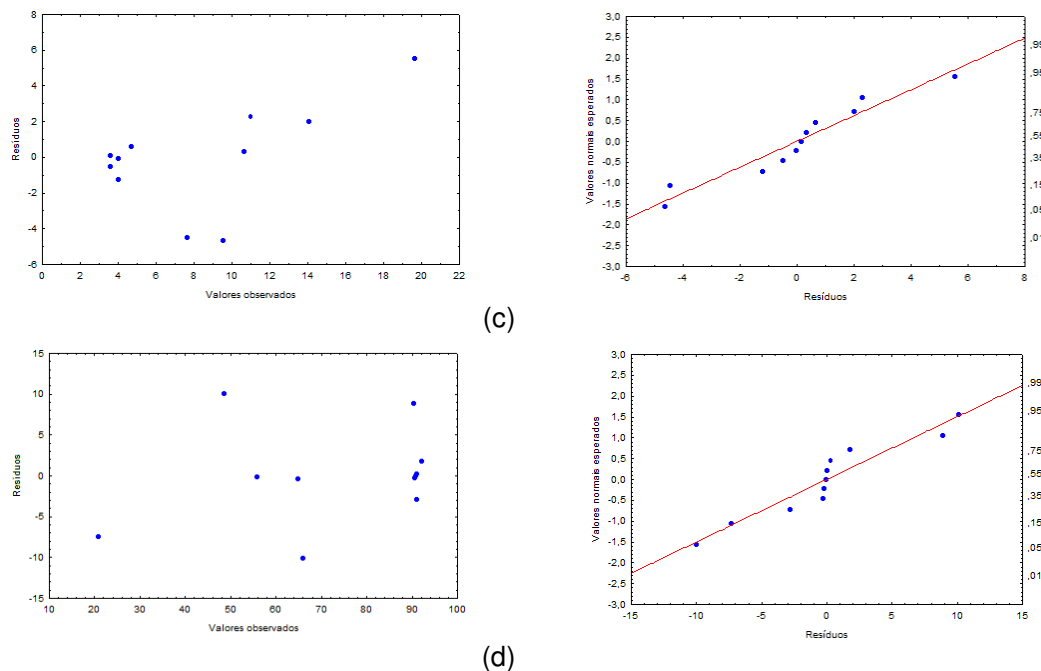
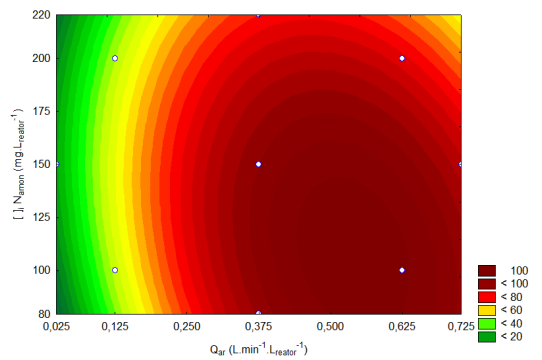
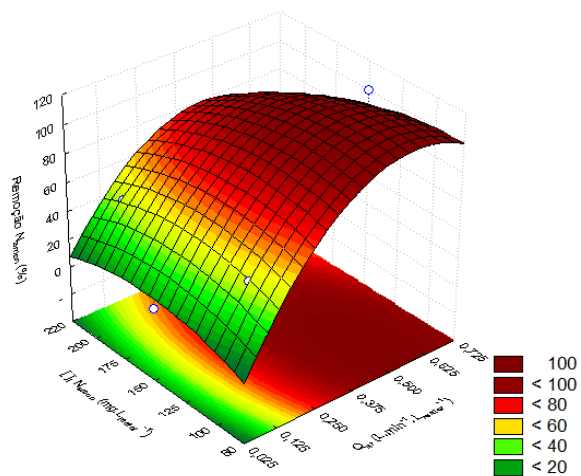


Figura 11 Gráficos dos resíduos pelos valores observados e gráficos da probabilidade normal dos resíduos para (a) remoção de nitrogênio amoniacal e (b) conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato no (c) acúmulo de nitrito processo de nitrificação e (d) remoção de nitrogênio total no processo completo (%).

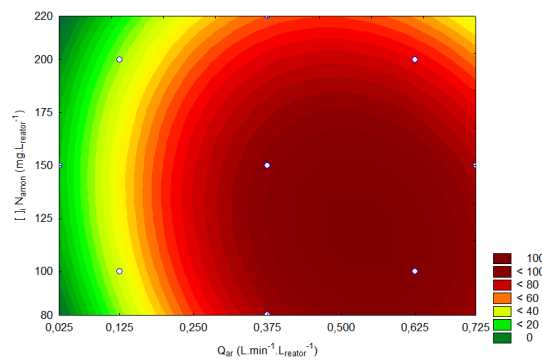
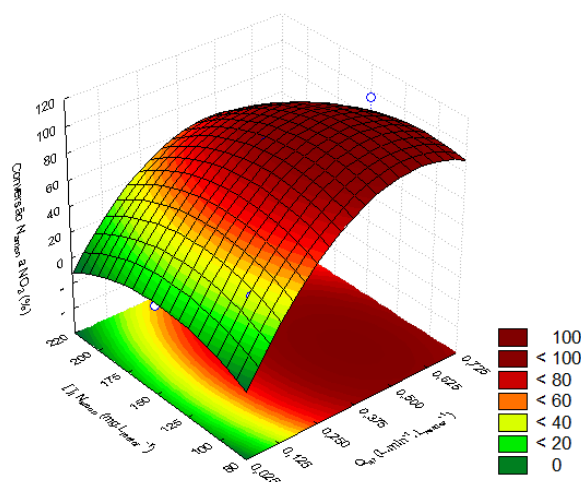
As distribuições aleatórias dos resíduos, em função dos valores observados para remoção de nitrogênio amoniacal e total, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito, sugerem resíduos independentes (Figura 11).

Nos gráficos de normalidade, são observados os ajustes satisfatórios na probabilidade normal dos resíduos, nos quais não há pontos distantes das retas para as três variáveis respostas analisadas. Logo, as pressuposições exigidas pelo modelo estatístico são atendidas.

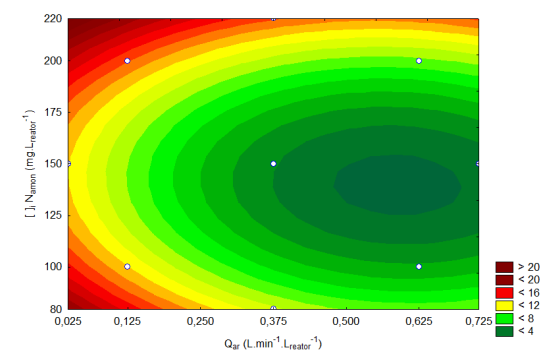
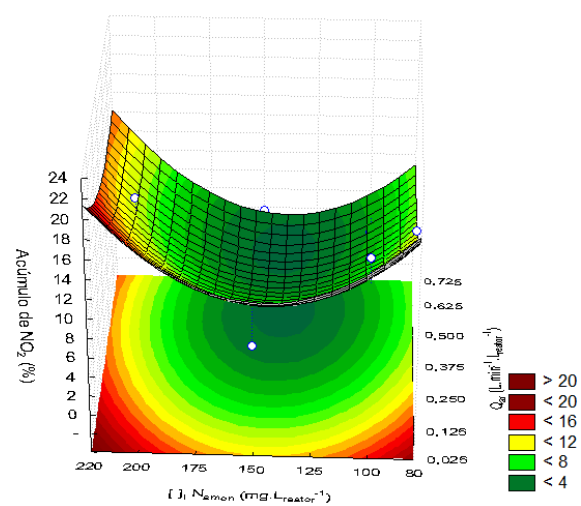
As superfícies de resposta e as curvas de nível para remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo, geradas a partir dos modelos de regressão, são ilustradas na Figura 12.



(a)



(b)



(c)

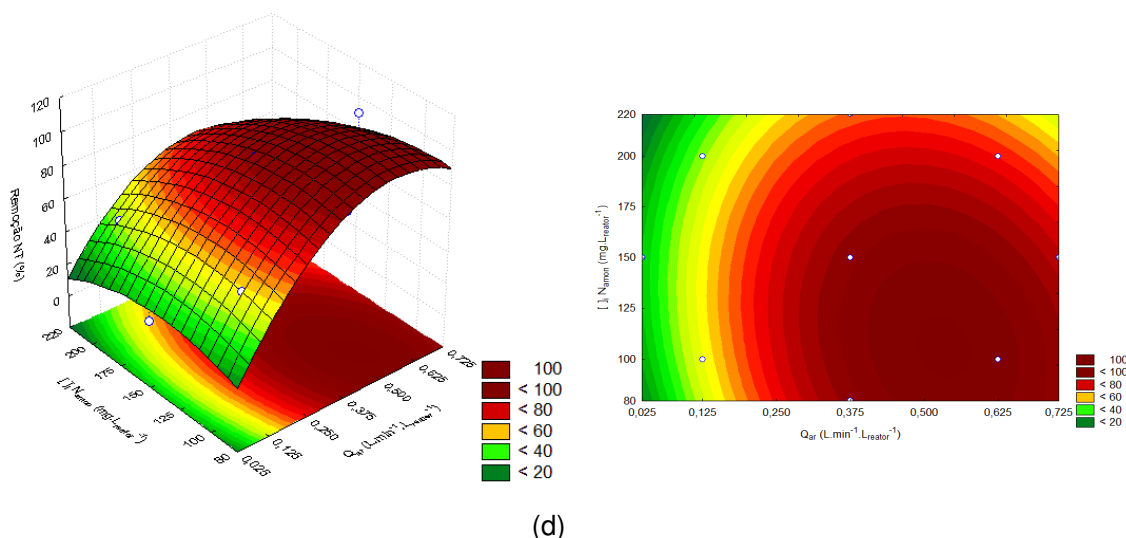


Figura 12 Superfícies de resposta e curvas de nível para a (a) remoção de nitrogênio amoniacal, (b) conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e (c) acúmulo de nitrito no processo de nitrificação e (d) remoção de nitrogênio total no processo completo (%).

Na Figura 12, é possível averiguar a existência de uma faixa ótima para cada fator e a combinação dessas faixas. Isso permite a visualização de uma área de otimização do processo para as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato.

O aumento da vazão de ar e a diminuição da concentração inicial de nitrogênio amoniacal resultaram em maiores eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e menor acúmulo de nitrito. O acúmulo de nitrito inferior a 20% pode ser indicativo de nitrificação completa. Logo, dentro dos intervalos de estudo pré-estabelecidos, as maiores eficiências, acima de 80%, foram atingidas nos níveis vazão de ar entre 0,375 e 0,725 $L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$ e concentração inicial de nitrogênio amoniacal entre 80 e 200 $mg L^{-1}$.

O aumento das eficiências em relação à vazão de ar pode estar relacionado à concentração de oxigênio dissolvido disponível para a atividade nitrificante, proporcionado por maiores vazões.

Segundo Kargi e Moo-Young (1985), em muitos sistemas aeróbios, a disponibilidade de oxigênio para os microrganismos depende da transferência de massa. Em virtude da baixa solubilidade de OD na água, a velocidade de transferência de oxigênio, desde a bolha até as células, pode ser o fator limitante, o que determina a velocidade de conversão biológica; este fator também pode explicar o fato da variação no aumento da vazão de ar acima de 0,375 $min^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$ não ter afetado significativamente a nitrificação.

Lopes (2011) verificou comportamento semelhante ao presente estudo ao avaliar a influência da vazão de ar 0,25, 0,50 e 0,75 $L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$ e do tempo de ciclo de 11,35, 15,15 e 18,25 h no desempenho de um reator em batelada sequencial com volume útil 4 L,

na nitrificação e desnitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de aves. O sistema de tratamento proposto pelo autor atingiu remoção máxima de nitrogênio orgânico total de 85,7% quando foram utilizados vazão de ar de $0,50 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$ e tempo de ciclo de 15,15 h. O fator vazão de ar não apresentou significância ao nível de 95% de confiança.

Andrade et al. (2010) avaliaram o efeito de vazões de ar entre 1 e 3 L min^{-1} e concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal entre 40 e 100 mg L^{-1} na nitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de peixes, em reator em batelada sequencial com volume útil de $2,5 \text{ L}$, operado com tempo de reação de 24 horas. A melhor condição operacional obtida pelos autores foi a combinação entre 70 mg L^{-1} na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e 2 L min^{-1} na vazão de ar que proporcionou eficiência máxima de $85,6 \pm 0,6\%$.

Zenatti et al. (2009) analisaram a eficiência de um reator em batelada sequencial de biomassa imobilizada com volume útil de $2,5 \text{ L}$ no processo de nitrificação de efluente anaeróbio proveniente de abatedouro de tilápia. Os autores verificaram a influência da aeração com vazões de ar de 3 e 6 L min^{-1} e tempo de reação de 6 e 12 h na conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato. A eficiência máxima de conversão de $81,9 \pm 3,8\%$ foi atingida quando o reator foi operado com vazão de ar de 6 L min^{-1} e tempo de reação de 12 h na fase aeróbia, entretanto, o tempo de reação foi o único fator que apresentou significância no processo nas condições operacionais estabelecidas.

Ono (2007) avaliou o comportamento de um reator em batelada sequencial em escala de bancada com volume útil de $6,5 \text{ L}$ no tratamento de efluente proveniente de indústria química, caracterizado por elevadas concentrações de amônia e sulfato. Foram avaliadas três diferentes faixas de vazão de ar de 2 a 3 , 4 a 6 e 8 a 9 L min^{-1} . A melhor faixa de vazão de ar foi de 5 a 6 L min^{-1} com eficiência média de nitrificação de $85,0 \pm 12,1\%$, que alcançou, em muitos casos, a eficiência máxima de quase 100% .

Daniel (2005) analisou um reator de leito fixo com volume útil de 6 L , operado em batelada sequencial e aeração intermitente no tratamento de substrato sintético com concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal de 125 , 250 e 500 mg L^{-1} . Durante a operação do reator, com concentração variável de oxigênio dissolvido de 2 a $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ e aeração intermitente com períodos aeróbios e anóxicos com duração de uma hora, a maior velocidade de oxidação ocorreu com nitrogênio amoniacal afluente de 250 mg L^{-1} , a qual atingiu remoção máxima de 85% .

5.3 Eficiência no processo de desnitrificação

As remoções de nitrito+nitrato e DQO quanto ao processo de desnitrificação estão apresentadas na Tabela 14.

Tabela 13 Remoções de nitrito + nitrato e DQO quanto ao processo de desnitrificação (%)

Ensaio	Níveis reais dos fatores		Variáveis respostas	
	Q_{ar} (L min ⁻¹ L _{reator} ⁻¹)	[] i N _{amon} (mg L ⁻¹)	Remoção de NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ (%)	Remoção de DQO (%)
1	0,125	100	96,8	81,9
2	0,625	100	96,9	80,8
3	0,125	200	91,5	78,3
4	0,625	200	93,7	79,8
5	0,375	150	94,0	83,9
6	0,375	150	94,5	82,8
7	0,375	150	94,8	85,5
8	0,375	80	96,3	87,9
9	0,375	220	92,6	83,9
10	0,025	150	93,0	78,7
11	0,725	150	94,0	81,0

Na Tabela 14, é possível observar variações nas eficiências de remoção de nitrito+nitrato e DQO entre 91,5 e 96,9% e 78,3 e 87,9%, respectivamente. Os fatores analisados (concentração inicial de nitrogênio amoniacal e vazão de ar) não podem ser diretamente relacionados às remoções obtidas no processo de desnitrificação.

Resultados semelhantes foram obtidos por Kummer et al. (2011), ao avaliarem o processo de desnitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de tilápia em reator em batelada sequencial com volume útil de 2,5 L, operado com tempo de ciclo de 24 horas. No experimento, foi utilizada manipueira, efluente proveniente de indústria processadora de mandioca, como fonte externa de carbono. Foram obtidas eficiências completas na remoção de nitrito e nitrato com relações DQO/N entre 3,2 e 5,4 e a remoção máxima de DQO no sistema de tratamento foi de 75%.

Costa et al. (2005) estudaram o comportamento de um reator em batelada sequencial com enchimento escalonado e volume útil de 1,3 m³, a fim de promover a remoção de DQO, nitrogênio e fósforo. O reator apresentou eficiência média de 82,0, 94,4, 71,4 e 64,5% na remoção de DQO, remoção de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação, remoção de nitrito e nitrato no processo de desnitrificação e remoção de fósforo no processo de fosfatação, respectivamente.

Durante todas as etapas, o volume da solução de fonte externa de carbono foi o mesmo, de modo que apenas a concentração de etanol foi modificada em cada etapa para manter a mesma relação C/N próxima a 5, sem aumentar o efeito de diluição do nitrogênio devido ao volume da solução de etanol.

Santos et al. (2004) estudaram a utilização do etanol, metanol e metano como doadores de elétrons para a desnitrificação em um reator em batelada, inoculado com lodo

anaeróbio granular. Ao compararem as velocidades de desnitrificação alcançadas para cada substrato utilizado, os autores concluíram que o melhor doador de elétrons foi o etanol, com qual alcançou-se uma velocidade de desnitrificação 2,4 e 7 vezes maior que as velocidades de desnitrificação alcançadas quando se utilizaram metanol e metano, respectivamente.

Barbosa (2010) avaliou o desempenho de um reator operado em batelada sequencial no tratamento de lixiviado de aterro sanitário por nitrificação e desnitrificação. Nos ensaios de atividade desnitrificante (utilizando-se ácido acético, etanol e glicose), o etanol foi a fonte de carbono que apresentou maior velocidade de desnitrificação, com valor da constante de velocidade (k) igual a $61,70 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e coeficiente de correlação de 0,993982. A glicose foi a segunda melhor fonte de carbono, com constante de velocidade de $16,41 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e coeficiente de correlação de 0,992975.

5.4 Validação dos modelos

A partir das análises das superfícies respostas, foi possível determinar as condições reais de processo que proporcionaram as características desejadas no efluente do reator. Tais condições de processo foram a combinação de 200 mg L^{-1} na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e a vazão de ar de $0,5 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$, utilizadas na validação dos modelos obtidos.

Essa combinação, baseada no produto e nos processos envolvidos, foi selecionada por apresentar concentração inicial de nitrogênio amoniacal semelhante à concentração do efluente tratado anaerobiamente coletado na agroindústria e pelo fato de a vazão de ar proporcionar condição de oxigênio dissolvido suficiente para remoção completa do nitrogênio amoniacal nesse efluente.

Os resultados preditos e observados nos ensaios de validação experimental dos modelos são observados na Tabela 15.

Tabela 14 Resultados preditos e experimentais obtidos nas condições ótimas estabelecidas

Variáveis respostas	Resultados preditos*	Resultados experimentais
Remoção de nitrogênio amoniacal (%)	90,2	$93,4 \pm 1,2$
Conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato (%)	77,3	$85,3 \pm 1,5$
Acúmulo de nitrito (%)	6,2	$7,9 \pm 0,3$
Remoção de nitrogênio total (%)	94,2	$87,4 \pm 2,8$

*Modelos reparametrizados, constituídos dos valores codificados para os parâmetros estatisticamente significativos.

Na validação dos modelos, a eficiência de remoção de nitrogênio total no processo completo, remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e o acúmulo de nitrito no processo de nitrificação foram de $87,4 \pm 2,8$ (CV 1,03), $93,4 \pm 1,2$ (CV 2,5), $7,9 \pm 0,3$ (CV 4,6) $85,3 \pm 1,5$ % (CV 2,8), respectivamente. Os valores de coeficiente de variação inferiores a 20% indicaram a homogeneidade dos dados experimentais obtidos e a capacidade de reprodutibilidade do processo (PIMENTEL-GOMES, 1985).

Na Tabela 15 é possível verificar que os resultados experimentais das variáveis respostas assemelham-se aos resultados preditos pelos modelos. As diferenças entre os resultados de predição e experimental podem ser atribuídas à reparametrização dos modelos.

Apesar da existência de desvios entre os resultados experimentais e preditos, pode-se considerar que os resultados obtidos nos ensaios de validação foram satisfatórios. Tais resultados mostram que a utilização do DCCR promove a realização de condições experimentais em que é possível otimizar mais de uma resposta ao mesmo tempo e estabelecer as condições desejadas.

A comparação entre a qualidade média obtida do efluente nos ensaios de validação experimental dos modelos e a legislação ambiental vigente é apresentada na Tabela 16.

Tabela 15 Comparação entre a qualidade do efluente e a legislação ambiental vigente

	Níveis reais dos fatores		Concentração efluente		
	Q_{ar} ($L \text{ min}^{-1} L_{reator}^{-1}$)	$[] i N_{amon}$ ($mg \text{ L}^{-1}$)	N_{amon} ($mg \text{ L}^{-1}$)	Nitrito ($mg \text{ L}^{-1}$)	Nitrato ($mg \text{ L}^{-1}$)
Condições ideais	0,5	200	$12,3 \pm 0,4$	$2,3 \pm 1,1$	$5,4 \pm 0,5$
Portaria 518/2004			-	1,0	10,0
CONAMA 430/2011			20,0	-	-

Na Tabela 16 é possível averiguar que a concentração média de nitrogênio amoniacal do efluente de $12,3 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$, obtida nos ensaios de validação, atendeu aos limites determinados nos padrões de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), na qual é estabelecido o limite máximo de emissão de 20 mg L^{-1} para esse parâmetro. Em termos de qualidade do corpo hídrico receptor, a concentração limite de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dependerá do pH da água e de seu enquadramento.

Para fins de reuso, a qualidade do efluente não atendeu ao limite máximo estabelecido na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de concentração de nitrito, porém, atendeu ao limite máximo de 10 mg L^{-1} de concentração de nitrato.

5.5 Dinâmica das formas nitrogenadas nos processos de nitrificação e desnitrificação

Nos ensaios de validação dos modelos experimentais, foram realizados monitoramentos da dinâmica dos compostos nitrogenados, da remoção de matéria orgânica e do comportamento do oxigênio dissolvido em função do tempo. O perfil temporal da dinâmica dos compostos nitrogenados no processo completo é apresentado na Figura 14.

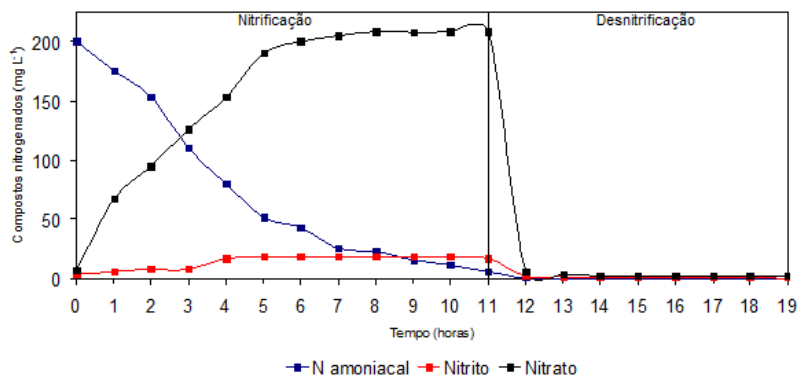


Figura 13 Perfil temporal da dinâmica dos compostos nitrogenados no processo completo (nitrificação/desnitrificação).

Na Figura 14 é possível verificar o consumo acentuado de nitrogênio amoniacal no período inicial de 7 horas de nitrificação, com redução de 87,4%. Nesse mesmo período, foi observado aumento progressivo da concentração de nitrato de 6,8 para 205,0 mg L⁻¹. Como era esperado, o nitrato foi a forma predominante de nitrogênio oxidado durante todo o ciclo aeróbio.

O acúmulo de nitrito de aproximadamente 18 mg L⁻¹ foi verificado a partir da 4^a até a 11^a hora de nitrificação. Este acúmulo pode ter ocorrido pelo fato de que a taxa de oxidação do nitrogênio amoniacal foi maior nas primeiras horas do ciclo o que resultou no maior consumo de alcalinidade no sistema e conseqüentemente redução no pH. Assim, a atividade das bactérias oxidantes de nitrogênio amoniacal e de nitrito diminuiu, porém o quociente entre as taxas de oxidação (oxidantes de nitrogênio amoniacal/oxidantes de nitrito) aumentou e ocorreu acúmulo de nitrito, mesmo na ausência de amônia livre.

Na fase anóxica, notou-se a remoção de 96,6% dos compostos nitrogenados (nitrito+nitrato) na primeira hora de desnitrificação. A instantânea remoção dos compostos nitrogenados na desnitrificação pode estar associada à concentração de material orgânico imediatamente disponível, acrescentado no início da fase anóxica.

De acordo com o monitoramento realizado nos perfis temporais, onze horas de nitrificação foram suficientes para que ocorresse a oxidação do nitrogênio amoniacal e a máxima conversão a nitrato; enquanto, uma hora de desnitrificação promoveu a remoção

quase completa do nitrito e nitrato. Os resultados observados indicam a possibilidade de redução dos tempos de ciclo, tanto na fase aeróbia (16 h) quanto na fase anóxica (6 h), utilizadas nesse experimento.

Zenatti et al. (2009) obtiveram eficiência de remoção de 100% de nitrogênio amoniacal no tratamento de efluente proveniente de lagoa anaeróbia de abatedouro de tilápia por processo de nitrificação em reator em batelada sequencial, com tempo de reação de 12 h associado à vazão de ar de 6 L min^{-1} .

Mees (2009) verificou tempo de reação suficiente de 10,15 e 4,35 horas nos processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente, em um reator em batelada sequencial, alimentado com efluente de abatedouro avícola pré-tratado anaerobiamente. O reator avaliado pela autora atingiu eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato superiores a 95%.

Lopes (2011) reportou eficiência de 75,5% na remoção de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação e 95,3 e 97,6% na remoção de nitrito e nitrato, respectivamente, no processo de desnitrificação, em um reator em batelada sequencial no tratamento de efluente de lagoa anaeróbia de abatedouro de aves, com tempos de ciclo de 10,1 horas na fase aeróbia e 3 horas na fase anóxica. A autora reportou que 10,1 horas no processo de nitrificação não foram suficientes para a completa remoção do nitrogênio amoniacal no efluente.

De acordo com Ferreira (2000), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é afetada, sobretudo pelo tempo de residência. Como essa taxa está relacionada ao consumo de substrato e, portanto, à atividade dos microrganismos, fica evidente que o aumento no tempo de reação proporcionará melhor eficiência no sistema. Madigan; Martinko e Parker (2000) afirmaram que, sob condições ideais, o tempo para geração das bactérias do gênero *Nitrosomonas* é de 8 horas e o das bactérias do gênero *Nitrobacter* é de 10 horas.

O perfil temporal da remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, no processo completo está apresentado na Figura 15.

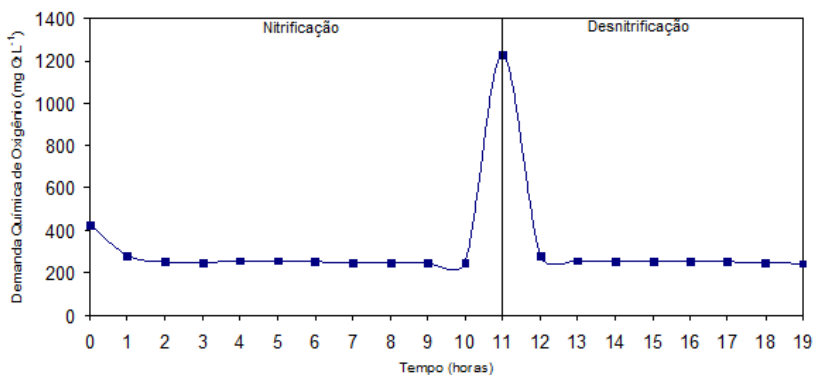


Figura 14 Perfil temporal da remoção de matéria orgânica (DQO) no processo completo (nitrificação/desnitrificação).

Na Figura 15 é possível verificar a remoção de aproximadamente 41,1% de matéria orgânica nas duas horas iniciais de nitrificação, com remoção de 424,7 para 250,5 mg L⁻¹, todavia, tal remoção foi mais evidente na primeira hora do processo.

Na desnitrificação, após a adição de etanol para o ajuste da relação DQO/N (5,4), foi observada remoção de 80,1% de matéria orgânica no tempo de ciclo anóxico completo, sendo que 77,2% da remoção ocorreram na primeira hora do processo. A concentração de matéria orgânica remanescente na desnitrificação de 246,7 mg L⁻¹ foi similar à concentração remanescente do processo de nitrificação de 253,7 mg L⁻¹.

O perfil temporal do monitoramento do oxigênio dissolvido no processo de completo é mostrado na Figura 16.

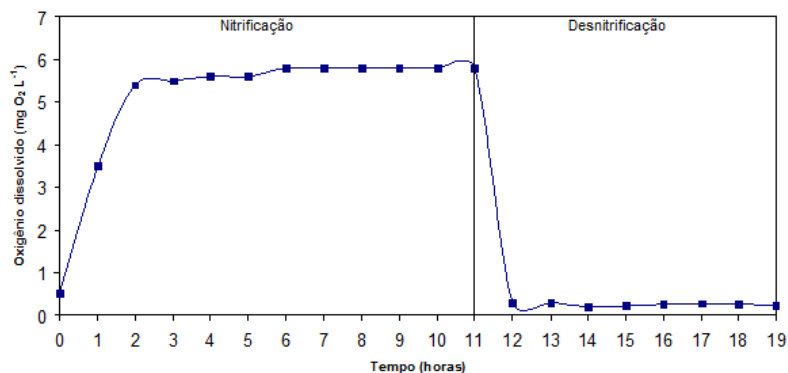


Figura 15 Perfil temporal do comportamento do oxigênio dissolvido no processo completo (nitrificação/desnitrificação).

Na Figura 16 é possível notar o aumento da concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida do reator em função do tempo, até atingir a concentração de saturação de aproximadamente 5,7 mg L⁻¹. A saturação da massa líquida foi observada a partir da terceira hora de nitrificação até o final do processo devido à diminuição da disponibilidade de nitrogênio amoniacal.

A mesma tendência foi observada por Garcia et al. (2009), no tratamento de efluente proveniente de uma indústria de refrigerantes, em um reator em batelada sequencial para a remoção de compostos orgânicos e nitrogenados por processos de nitrificação/desnitrificação. Nesse experimento, ao avaliarem o perfil de oxigênio dissolvido na etapa da nitrificação, os autores observaram saturação de 7,5 mg L⁻¹ de oxigênio dissolvido na massa líquida do reator, a qual manteve-se constante até o final dessa etapa, a partir da segunda hora do processo.

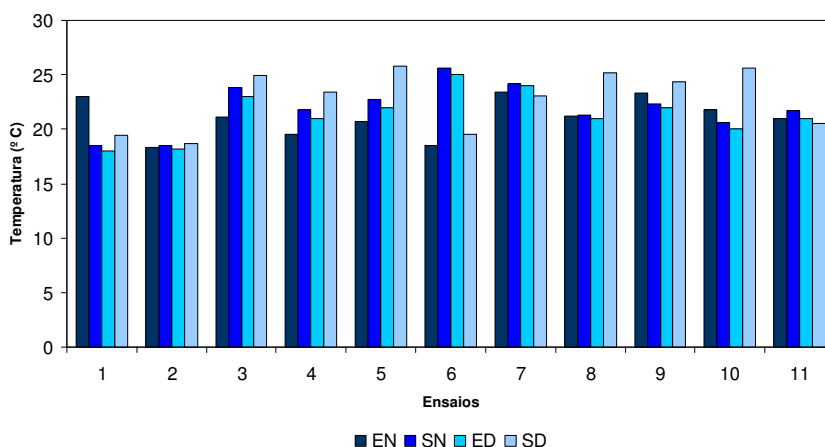
A disponibilidade de oxigênio dissolvido no sistema depende da velocidade com que o oxigênio dissolvido é utilizado pelos microrganismos bem como da transferência de massa, associada a fatores como temperatura, pressão atmosférica e salinidade.

Na desnitrificação, a redução na concentração de oxigênio dissolvido para aproximadamente $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ na primeira hora do processo pode estar relacionada à interrupção de fornecimento de oxigênio dissolvido pelo desligamento da vazão de ar e pelo consumo de oxigênio dissolvido na etapa anterior pelas bactérias nitrificantes (GARCIA et al., 2009).

5.6 Parâmetros monitorados nos processos de nitrificação e desnitrificação

Durante os ensaios experimentais, foram realizados monitoramentos dos parâmetros temperatura, pH, alcalinidade, relação C/N, oxigênio dissolvido, amônia livre e ácido nitroso que exercem influência sobre os processos de nitrificação e desnitrificação.

A variação da temperatura nos ensaios durante a etapa experimental, no início e no fim de cada processo, é apresentada na Figura 17.



Nota: EN – entrada da nitrificação; SN – saída da nitrificação; ED – entrada da desnitrificação; SD – saída da desnitrificação.

Figura 16 Variação da temperatura no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

Na Figura 17 é possível observar temperatura média de $21,8 \pm 2,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ durante a realização dos ensaios. A menor e a maior temperatura de $18,0$ e $25,8^{\circ} \text{C}$ foi registrada na entrada da desnitrificação do primeiro ensaio e na saída da desnitrificação do quinto ensaio, respectivamente. Durante a coleta dos dados do delineamento estatístico não houve necessidade de ajuste de temperatura devido à época de temperaturas amenas. Nos ensaios de pré-operação do sistema, esporadicamente, houve ajuste de temperatura para $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$ na massa líquida do reator, nos dias com baixas temperaturas registradas durante o inverno.

Segundo Henze et al. (2001), a faixa de temperatura em que a nitrificação pode ocorrer situa-se entre 5 e $50 \text{ }^{\circ}\text{C}$, porém, a temperatura ótima apresenta valores entre 28 e 36

°C. A desnitrificação desenvolve-se na faixa de temperatura entre 5 e 35 °C, com aumento na taxa à medida que a temperatura aumenta. A faixa de temperatura ótima para que ocorra a desnitrificação situa-se entre 25 e 35 °C (BARNES; BLISS, 1983).

Na etapa experimental deste trabalho, apesar de apresentar faixa de temperatura inferior às indicadas como ótimas, tanto na nitrificação quanto na desnitrificação, a temperatura não foi considerada fator limitante no processo de remoção do nitrogênio em função das eficiências observadas.

O comportamento do pH durante os ensaios, no início e no fim de cada processo, é apresentado na Figura 18.

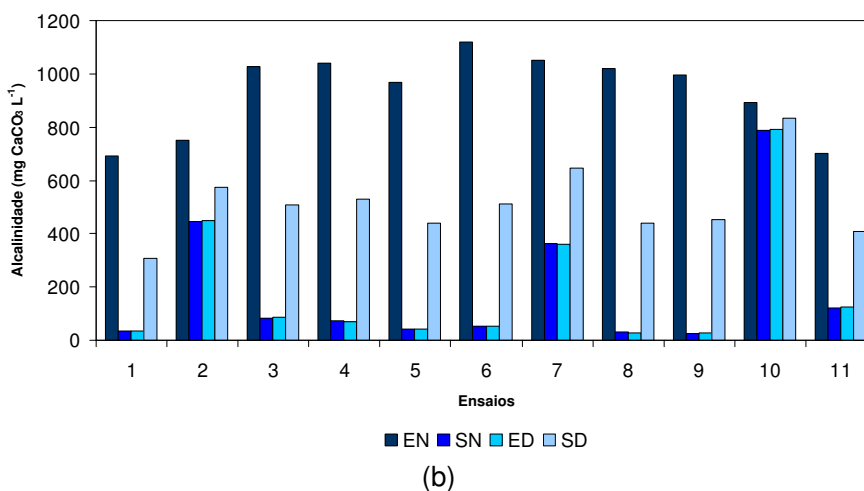
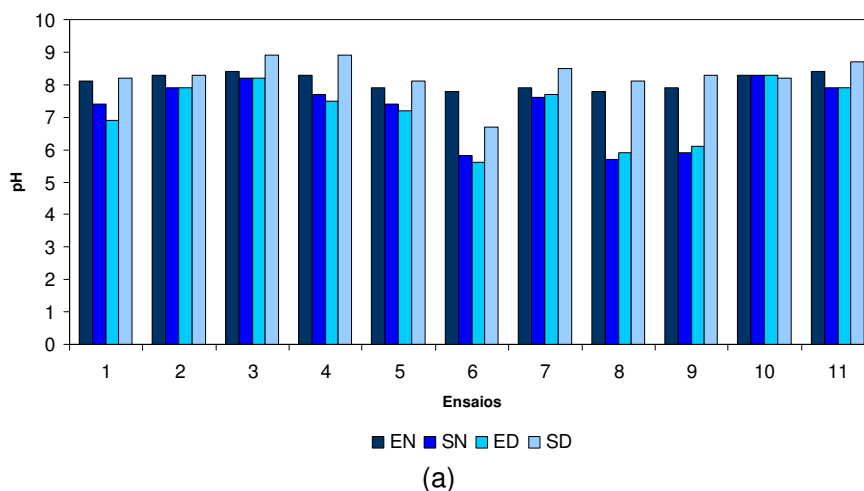


Figura 17 Monitoramento do (a) pH e (b) alcalinidade no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

O efluente anaerobiamente tratado e utilizado na alimentação do reator apresentou valores de pH de $7,8 \pm 0,4$. Porém, na Figura 18, é possível verificar que nas entradas da nitrificação, os valores de pH variaram de 7,8 a 8,4 devido à adição de alcalinizante no sistema para correção de razão Alc/N para 7,14. Isso causou elevação do pH no efluente utilizado na alimentação do reator já que as condições levemente alcalinas de pH favorecem

à nitrificação. Paredes et al. (2007) indicaram como faixa ótima de pH para oxidação do nitrogênio amoniacal entre 7,0 e 8,2. Por conseguinte, é importante observar que as respostas quanto às concentrações de alcalinidade nas entradas da nitrificação, neste experimento, variaram entre 700,9 e 1020,9 mg CaCO₃ L⁻¹ (Figura 18b).

As saídas da nitrificação apresentaram valores de pH e alcalinidade entre 5,8 e 8,3 e 25,0 e 446,8 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. Nas saídas da nitrificação, foram registrados a redução de pH e o consumo de alcalinidade em relação às entradas da nitrificação, ou seja, é possível que tenha ocorrido atividade nitrificante. As reduções no pH e o consumo de alcalinidade variaram de acordo com a eficiência no sistema de tratamento nas condições testadas. Houve diminuição nos valores de pH mais evidentes e maior consumo de alcalinidade quando atingidas as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal.

O pH variou de 5,6 a 8,2 nas entradas da desnitrificação. A maioria desses valores compreenderam a faixa ótima de pH para desnitrificação de 6,0 a 9,0, indicada por Surampalli et al. (1997). Os autores afirmaram haver redução significativa na velocidade de desnitrificação em valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 9,0, principalmente devido ao aumento da produção de óxidos nítricos que são inibidores do processo.

Nas saídas de desnitrificação, os valores de pH variaram de 6,7 a 8,9, enquanto os valores de alcalinidade variaram de 306,5 a 646,7 mg CaCO₃ L⁻¹. Foram verificados aumentos nos valores de pH e geração de alcalinidade em relação aos valores obtidos ao final da nitrificação, o que pode indicar atividade desnitrificante. Han et al. (2008) afirmam que a redução do nitrogênio, nitrito e nitrato, a nitrogênio gasoso e a produção de hidroxilas (OH⁻), durante a desnitrificação, contribuem para as variações do pH.

A relação $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniacal oxidado}}$ no processo de nitrificação e a alcalinidade produzida no processo de desnitrificação são apresentadas na Tabela 17.

Tabela 16 Relação $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniacal oxidado}}$ no processo de nitrificação e alcalinidade produzida no processo de desnitrificação

Ensaio	Relação $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniacal oxidado}}$ no processo de nitrificação	Relação $\text{alcalinidade}_{\text{produzida}}/\text{N}_{\text{(nitrito+nitrato) oxidado}}$ no processo de desnitrificação
1	6,6	2,7
2	6,1	2,3
3	6,3	2,9
4	6,5	3,2
5	6,2	2,7
6	7,2	3,0
7	6,9	2,7
8	6,5	2,8
9	6,5	3,0
10	6,0	1,3
11	7,3	3,5

Na Tabela 17 é possível verificar a relação $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniacoal oxidado}}$ média de $6,5 \pm 0,4$ no processo de nitrificação nos onze ensaios realizados. É possível observar ainda que, na maioria dos ensaios realizados, o consumo estequiométrico de alcalinidade permaneceu abaixo do valor teórico de $7,14 \text{ mg CaCO}_3 \text{ mg N}^{-1}$, necessário para a nitrificação do nitrogênio amoniacoal. Apesar de apresentar valor estequiométrico real inferior ao teórico, a alcalinidade não foi considerada parâmetro limitante no processo de nitrificação, devido ao sistema apresentar alcalinidade suficiente para a ocorrência do processo pela adição de bicarbonato de sódio.

O ajuste da alcalinidade no processo de nitrificação, efetuado pela adição do bicarbonato de sódio (NaHCO_3), teve como objetivo manter a razão de alcalinidade/ $\text{N}_{\text{amoniacoal}}$ superior à estequiometria de 7,14 (Li e Irvin, 2007), ao se considerar que 1 g de alcalinidade na forma de CaCO_3 equivale a $1,22 \text{ g HCO}_3^-$. O bicarbonato de sódio foi selecionado como fonte de alcalinidade por apresentar maior solubilidade que o carbonato de cálcio (CaCO_3).

No processo de desnitrificação, foi possível observar a recuperação média de alcalinidade de $44,1 \pm 2,6\%$ em relação à alcalinidade consumida no processo de nitrificação, com relação $\text{alcalinidade}_{\text{produzida}}/\text{N}_{(\text{nitrito}+\text{nitrato}) \text{ oxidado}}$ média de $2,7 \pm 0,6$ (Tabela 17). A relação $\text{alcalinidade}_{\text{produzida}}/\text{N}_{(\text{nitrito}+\text{nitrato}) \text{ oxidado}}$ e a porcentagem de alcalinidade recuperada reportadas encontraram-se abaixo da estequiometria citada por Li e Irvin (2007) de 3,57 e da recuperação máxima de alcalinidade de 50% observada por Hammer e Hammer (2007).

As menores relações $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniacoal oxidado}}$ e $\text{alcalinidade}_{\text{produzida}}/\text{N}_{(\text{nitrito}+\text{nitrato}) \text{ oxidado}}$ foram observadas no 10º ensaio, em que a remoção de nitrogênio amoniacoal decresceu para 11,5 %, decorrente dos efeitos negativos da combinação vazão de ar e concentração inicial de nitrogênio amoniacoal de $0,025 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$ e 150 mg L^{-1} , respectivamente. Consequentemente, variações não significativas de pH e alcalinidade na EN ($8,3$ e $893,1 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), SN ($8,3$ e $789 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), ED ($8,3$ e $780,8 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e SD ($8,3$ e $832,8 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) foram detectadas neste mesmo ensaio.

O comportamento da concentração de oxigênio dissolvido durante os ensaios, no início e no fim de cada processo, é apresentado na Figura 19.

Na Figura 19 é possível observar concentrações médias de oxigênio dissolvido de $0,9 \pm 0,1$, $4,9 \pm 1,9$, $3,2 \pm 0,9$ e $0,6 \pm 0,08 \text{ mg L}^{-1}$ no início e no fim da nitrificação e desnitrificação, respectivamente. No processo de nitrificação, as concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se acima de 2 mg L^{-1} , como recomendado por Surampalli et al. (1997) e promoveram o melhor desempenho das bactérias nitrificantes, independente da vazão de ar testada. Na desnitrificação, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido verificadas (abaixo de $0,7 \text{ mg L}^{-1}$) favoreceram a remoção de nitrito e nitrato no sistema de tratamento avaliado, portanto, atingiram eficiências superiores a 91,5%.

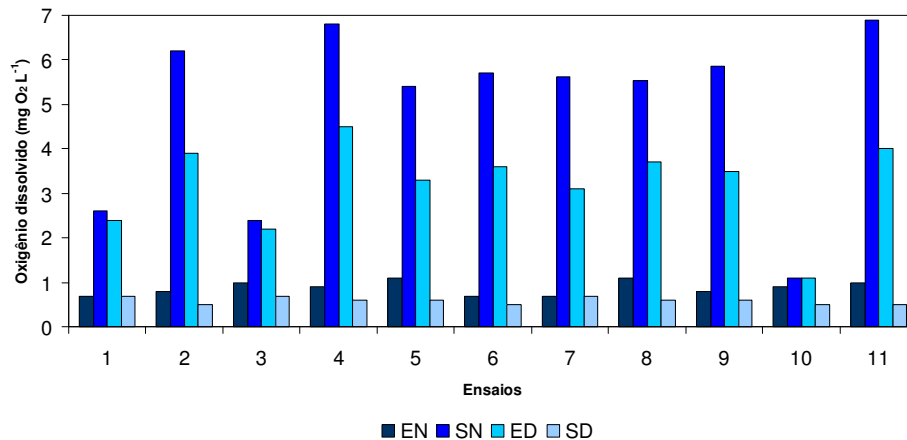


Figura 18 Comportamento da concentração do oxigênio dissolvido no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

As relações DQO/N_{amon} registradas no início dos processos de nitrificação e desnitrificação são apresentadas na Figura 20.

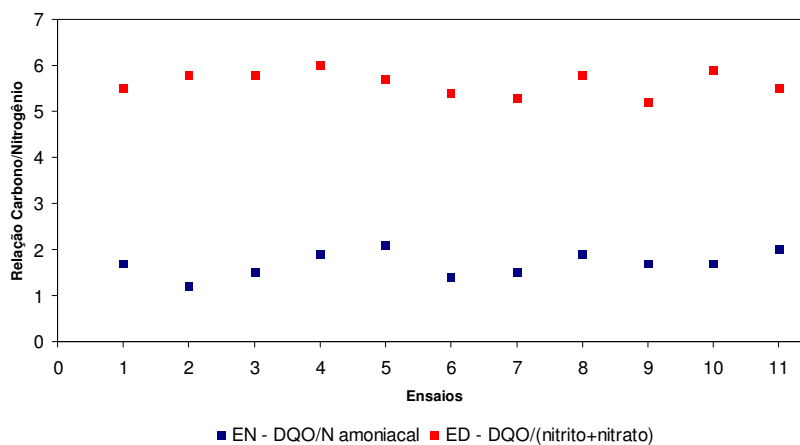


Figura 19 Relações DQO/N_{amon} registradas no início dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Na Figura 20 é possível observar que a relação DQO/N_{amon} média registrada no início do processo de nitrificação dos onze ensaios realizados foi de $1,7 \pm 0,3$. As relações DQO/N_{amon} do efluente utilizado na alimentação do reator mantiveram-se abaixo de 3 como indicado por Pereira-Ramirez et al. (2003), para o melhor desempenho das bactérias nitrificantes. Em relações C/N superiores a 3, a nitrificação é inibida devido ao predomínio de microrganismos heterotróficos, que competem com os autotróficos nitrificantes pelo oxigênio e nutrientes (ISOLDI; KOETZ, 2004). Em relações C/N inferiores a 3, as bactérias heterotróficas, limitadas pela menor concentração de carbono, disponibilizam o nitrogênio amoniacal em excesso para a nitrificação.

A relação $DQO/N_{(nitrito+nitrato)}$ média registrada no início do processo de desnitrificação nos onze ensaios realizados foi de $5,6 \pm 0,3$. A relação DQO/N foi mantida em torno de 5

com adição de etanol como fonte externa de carbono, doadora de elétrons na oxidação de nitrito e nitrato. Tal relação é recomendada por Metcalf; Eddy (2003) para melhor desempenho no processo de desnitrificação.

Sob condições de relação C/N inferiores a 5, pode haver contribuição de formação de produtos intermediários indesejáveis, como o óxido nitroso (N_2O), devido às falhas no processo de desnitrificação, provocado pela insuficiência de carbono orgânico como doador de elétrons (CHIU; CHUNG, 2003; LEMAIRE et. al.; 2006). O óxido nitroso é caracterizado por ser um gás de efeito estufa 25 vezes mais potente quanto à capacidade de reter calor que o metano (CH_4) (PEDREIRA et. al., 2005).

O processo de desnitrificação atingiu eficiências entre 91,5 e 96,9 % nos onze ensaios realizados devido ao ajuste da relação C/N superior a 5. Eficiências elevadas de remoção também foram observadas por Chui e Chung (2003) que alcançaram desnitrificação máxima com relação C/N maior ou igual a 5 ao testarem em tratamento de substrato sintético contendo concentrações iniciais de nitrato de 25, 50, 100 e 200 $mg L^{-1}$ com relações C/N ajustadas para 0, 2,4,6 e 8 com adição de acetato em filtro submerso.

Kummer et al. (2011) observaram que a relação DQO/N teve efeito significativo, ao nível de 5% de significância, com eficiência de remoção de 100% de nitrito e nitrato, nas faixas compreendidas entre 3,2 e 5,4, no tratamento de efluente de lagoa anaeróbia de abatedouro de tilápia por processo de desnitrificação, em reator em batelada sequencial com adição de manipueira como fonte externa de carbono.

As concentrações estimadas de amônia livre e ácido nitroso no início e no fim do processo de nitrificação são apresentadas na Tabela 18.

Tabela 17 Concentrações estimadas de amônia livre e ácido nitroso no início e no fim do processo de nitrificação

Ensaio	Amônia livre ($mg NH_3 L^{-1}$)		Ácido nitroso ($mg HNO_2 L^{-1}$)	
	EM	SN	EM	SN
1	7,5	0	$0,5 \times 10^{-5}$	$142,6 \times 10^{-5}$
2	8,4	1,7	$0,4 \times 10^{-5}$	$156,7 \times 10^{-5}$
3	9,8	0	$0,6 \times 10^{-5}$	$26,3 \times 10^{-5}$
4	13,8	0	$0,4 \times 10^{-5}$	$97,9 \times 10^{-5}$
5	6,0	0	$0,9 \times 10^{-5}$	$222,7 \times 10^{-5}$
6	5,4	0	$48,0 \times 10^{-5}$	$29274,8 \times 10^{-5}$
7	9,7	2,6	$38,9 \times 10^{-5}$	$819,6 \times 10^{-5}$
8	6,6	0	$42,0 \times 10^{-5}$	$68633,3 \times 10^{-5}$
9	7,3	0	$1,2 \times 10^{-5}$	$5440,2 \times 10^{-5}$
10	16,3	13,3	$9,0 \times 10^{-5}$	$56,8 \times 10^{-5}$
11	10,3	0	$0,2 \times 10^{-5}$	$86,6 \times 10^{-5}$

Na Tabela 18 é possível observar concentrações de amônia livre de 5,4 a 16,3 e de 0 a 13,3 mg L⁻¹ no início e no fim do processo de nitrificação, respectivamente. Segundo Franchin (2006), a inibição dos organismos oxidantes de amônia pela presença de amônia livre (NH₃) pode ocorrer em concentrações na faixa de 10 a 150 mg L⁻¹ e para os oxidantes de nitrito, a inibição pode ocorrer na faixa de concentração de 0,1 a 1 mg L⁻¹. Wongchong e Loehr (1978) reportaram que organismos oxidantes de nitrito adaptados a concentrações crescentes de amônia livre toleram até 40 mg L⁻¹, enquanto culturas não adaptadas são inibidas com 3,5 mg L⁻¹. A amônia livre tem efeito inibidor sobre as culturas oxidantes de nitrito, porém essa inibição é reversível (PENG; WANG; WANG, 2005).

Concentrações máximas de amônia livre e ácido nitroso, na ordem de 13,8 e 68633,3 x 10⁻⁵ mg L⁻¹, não inibiram a oxidação do nitrogênio amoniacal. As concentrações de ácido nitroso verificadas variaram de 0,2 e 48,0 x 10⁻⁵ mg L⁻¹ no início da nitrificação e de 26,3 e 68633,3 x 10⁻⁵ mg HNO₂ L⁻¹, no fim da nitrificação. Segundo Anthonisen et al. (1976), valores acima de 2,8 mg L⁻¹ inibem tanto as culturas oxidantes de amônia quanto as culturas oxidantes de nitrito, enquanto as concentrações de 0,2 a 2,8 mg L⁻¹ podem inibir as culturas oxidante de nitrito. A inibição da desnitrificação é iniciada em concentrações superiores a 0,13 mg L⁻¹. A concentração de ácido nitroso constatada nesse trabalho esteve abaixo da faixa citada por Anthonisen et. al. (1976) como causadora de inibição tanto do processo de nitrificação como de desnitrificação.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos nas condições experimentais avaliadas, pode-se concluir que:

- O sistema RBS, aplicado na remoção de nitrogênio, mostrou-se viável no pós-tratamento de efluente anaeróbico de abatedouro bovino, visto que apresentou níveis elevados de remoção de nitrogênio amoniacal e total;
- Ambos os fatores avaliados, concentração inicial de nitrogênio amoniacal e vazão de ar, apresentaram efeitos significativos ao nível de 10% de significância nos processos de nitrificação;
- As eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação apresentaram variações entre 11,5 e 100%, 9,2 e 94, 9% e 4,0 e 19,6%, respectivamente;
- Os melhores percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato, acima de 80%, foram atingidos nos níveis vazão de ar entre 0,375 e 0,725 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹ e concentração inicial de nitrogênio amoniacal entre 80 e 200 mg L⁻¹;
- As eficiências na remoção de nitrito+nitrato e DQO no processo de desnitrificação apresentaram variações entre 91,5 e 96,7% e 78,3 e 87,9%, respectivamente;
- As eficiências de remoção de nitrogênio total no processo completo (nitrificação/desnitrificação) apresentaram variações entre 48,4 e 92%;
- A concentração média de nitrogênio amoniacal do efluente ($12,3 \pm 1,1$ mg L⁻¹) obtida nas condições de 200 mg L⁻¹, na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e 0,5 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹ na vazão de ar (utilizadas na validação dos modelos), atendeu aos limites estabelecidos pelos padrões de lançamento exigidos na Resolução CONAMA 430/2011, que estabelece limite máximo de emissão de 20 mg L⁻¹ para esse parâmetro;
- Concentrações máximas de amônia livre e ácido nitroso, na ordem de 13,8 e 6,8 x 10⁻⁹ mg L⁻¹, não inibiram a oxidação do nitrogênio amoniacal;
- Há a possibilidade de redução dos tempos de ciclo, tanto na fase aeróbia (de 16 h para 11 h) quanto na fase anóxica (de 6 h para 2 h) a partir do monitoramento dos perfis temporais;
- Os modelos de regressão obtidos apresentaram significância estatística e preditiva para remoção de nitrogênio amoniacal e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato no processo de nitrificação e remoção de nitrogênio total no processo completo.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Norma NBR 9898 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Associação Brasileira de Normas Técnicas Águas e Efluentes Líquidos, Rio de Janeiro, 1987.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed., Washington, DC: APHA, 2005.

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, 2010.

ANTHONISEN, A. C.; LOHER, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835-852, 1976.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE – ABIEC. **Brasil lidera ranking de exportação de carne bovina**. São Paulo, Mai. 2009. Disponível em: <http://www.abiec.com.br/news_view.asp?id={CAACE975-B5D1-43379F3B580E7118CB45}> Acesso em: 10 fev. 2011.

AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 8, pp. 1709-1721, 2006.

ALVARÉZ, S. R.; CARDOSO, B. R.; SALAZAR, M.; GÓMES, J.; FLORES, R. E.; FIELD, J. Chemolithotrophic denitrification with Elemental sulfur groundwater treatment. **Water Research**, v. 41, p. 1253-1262, 2007.

ASLAN, S.; CAKICI, H. Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 1-2, p. 253-258, 2007.

BARBOSA, J. S. B. **Remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos por nitrificação e desnitrificação via nitrito**. 2010. 126 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**. New York: E & F Spon, 1983.

BARROS NETO, B.; SCARMINO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos. Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 3. ed. Editora da Unicamp, Campinas, São Paulo, 2007.

BASSIN, J. P. **Nitrificação de efluentes salinos em reatores de leito móvel com biofilme e biorreatores agitados**. 2008. 210 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

BERNET, N.; DELGENES, N.; AKUNNA, J. C.; DELGENES, J. P.; MOLETTA, R. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 34, n. 2, p. 611-619, 2000.

BENETT, C. G. S.; BUZETTI, S.; SILVA, K. S.; BERGAMASCHINE, A. F.; FABRICIO, J. A. Produtividade e composição bromatológica do capim-marandu a fontes e doses de nitrogênio. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 5, p. 1629-1636, 2008.

BLACK, J. G. **Microbiology: principles and explorations**. 2. ed. Nova Jersey: Prentice Hall, 1993.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water sources and potential health effects. **Journal of the American Water Works Association**, Denver, Colorado, v. 84, n. 9, p. 85-90, 1992.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução 430**: classificação dos corpos de água. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 518**: controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2004.

CALLADO, N. H.; FORESTI, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic process. **Water Science and Technology**, v. 4, n. 4, p. 263-270, 2001.

CAMPOS, J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ M.; MÉNDEZ R.; LEMA J. M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**, v. 36, n. 10, p. 2555-2560, 2002.

CARDOSO, B. R.; ALVAREZ, S. R.; ROWLETTE, P.; FLORES, R. E.; GÓMES, J.; FIELD, J. A. Sulfide oxidation under chemolithoautotrophic denitrifying conditions. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 95, n. 6, p. 1148-1157, 2006.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; MARAÑÓN, E.; GARCÍA, L.; BERRUETA, J. Anoxic-aerobic treatment of the liquid fraction of cattle manure. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 761-766, 2009.

ÇEÇEN, F.; GONENÇ, I.E. Nitrification-denitrification of high-strength nitrogen waste in two upflow submerged filters. **Water Science Technology**, London, v. 26, n. 9-11, p. 2225-2228, 1992.

CHENG, J.; LIU, B. Nitrification/denitrification in intermittent aeration process for swine wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, v. 8, p. 705-711, 2001.

COSTA, A. G.; FERREIRA, A. F.; VAN HAANDEL, A. Monitoramento da atividade bacteriana de um sistema de lodos ativados Bardenpho por meio da respirometria. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 17-23, 2007.

COSTA, T. B.; HOSSA, C. L.; HOFFMAN, H.; COSTA, R. H. R. Remoção biológica de nitrogênio e fósforo utilizando reator em batelada sequencial com enchimento escalonado. In: Congresso Regional de la IV Región de AIDIS, 2005, Assunción, Paraguai. **Anais...** Assunción, Paraguai: AIDIS, 2005.

CYBIS, L. F. A; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 260-264, 2004.

DALLAGO, R. C. **Remoção biológica de nitrogênio de efluente avícola usando reator em batelada sequencial**. 2009. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

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**, v. 39, n. 4, p. 411-414, 2003.

DONGEL, L. G. J. M. V.; JETTEN, M. S. M.; LOOSDRECHT, M. C. M. V. The combined Sharon/Anammox Process – A sustainable method for N-removal from sludge water. **Water Research**. Published by IWA, UK, 2001.

FARIA, O. L. V.; KOETZ, P. R.; SANTOS, M. S.; NUNES, W. A. Remoção de fósforo de efluentes da parbonização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 26, n. 2, p. 309-317, 2006.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2000.

FONSECA, M. F. **Remoção de nitrogênio amoniacal em filtro biológico percolador pós-tratando efluente de reator UASB**. 2009. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

FRANCHIN, A. C. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartimentado em filtros percoladores com a utilização de serragem de couro do tipo *wet blue* com meio suporte**. 2006. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

GALÍ, A.; DOSTA, J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; ALVAREZ, M. J. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 715-720, 2007.

GAPES, D.J.; KELLER, J. Impact of oxygen mass transfer on nitrification reactions in suspended carrier reactor biofilms. **Process Biochemistry**, v. 44, n. 1 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**, n. 2, p. 511-519, 2005.

GARCIA, J. C. P.; MOURA, R. B.; SILVA, L. M.; TERÁN, F. J. C. *Estudo do desempenho de um reator aeróbio operando em batelada*. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 89-99, 2009.

GONÇALVES, R. F.; CHARLIER, A. C.; SAMMUT, F. Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 6, p. 53-62, 1994.

GRUNDITZ, C., DALHAMMAR, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. **Water Research**, v. 35, n. 2, pp. 433-440, 2001.

HAMMER, Mark J.; HAMMER Jr., Mark J. **Water and wastewater technology**. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall Inc., 2007

HAN, Z.; WU, W.; ZHU, J.; CHEN, Y. Oxidization–reduction potential and pH for optimization of nitrogen removal in a twice-fed sequencing batch reactor treating pig slurry. **Biosystems Engineering**, v. 99, p. 273-281, 2008.

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**, v. 37, n. 9, p. 135-142, 1998.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; ARVIN, E.; LA COUR JANSEN, J. **Wastewater treatment: biological and chemical processes**. 3. ed. Berlin: Springer, 2001.

HOFFMANN, H; COSTA, T. C.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 50, n. 2, p. 329-337, 2007.

HOWARTH, R. W. Human acceleration of the nitrogen cycle: drivers, consequences and steps toward solution. **Water Science & Technology**, London, v.49, n.56, p. 7-13, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores IBGE: estatística da produção pecuária**. Rio de Janeiro, Dez. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201003_publ_completa.pdf> Acesso em: 10 fev. 2011.

IDE, C. N. ; GONDA, J. ; GOMES, M. R. ; LOUREIRO, H. ; DAL'ONGARO, M. . Avaliação do Desempenho de Lagoas de Estabilização No Tratamento de Efluentes de Matadouro. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Tratamentos biológicos para remoção de matéria carbonada e nitrogenada. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**: Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, v. 12, n. 4, p.1-12, 2004.

JANG, J. D.; BARFORD, J. P.; LINDAWATI, L.; 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**, v. 19, p. 805-812, 2004.

JIN, R. C.; ZHENG, P.; HU, A. H.; MAHMOOD, Q.; HU, B. L.; JILANI, G. Performance comparison of two anammox reactor: RBS and UFB. **Chemical Engineering Journal**, v. 3, p. 1-7, 2007.

JULIASTUTI, S.R., BAEYENS, J., CREEMERS, C. Inhibition of Nitrification by Heavy Metals and Organic Compounds: The ISO 9509 Test. **Environmental Engineering Science**, v. 20, n. 2, p.79-90, 2003.

KALYUZHNYIS.; GLADCHENKO, M.; MLDER, A.; VERSPRILLE, B. Deamox – New biological nitrogen removal process based on anaerobic ammonia oxidation coupled to sulphide-driven conversion of nitrate into nitrite. **Water Research**, v. 40, p. 3637-3645, 2006.

KARGI, F.; MOO-YOUNG, M. Transport phenomena in bioprocess. **Comprehensive Biotechnology**, v. 2, p.5-56, 1985.

KHIN, T.; ANNACHHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 519-532, 2004.

KUMMER, A. C. **Desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia utilizando manipueira como fonte de carbono**. 2008. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

KUMMER, A. C. B.; ANDRADE, L.; 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, 2011.

LEE, S. I.; PARK, J. H.; KO, K. B.; KOOPMAN, B. Effect of fermented swine wastes on biological nutrient removal in sequencing batch reactors. **Environmental Science and Health**, v. 31, n.7, p.1053-1078, 1997.

LEMAIRE, R.; MEYER, R.; TASKE, A. ; CROCETTI, G. R.; KELLER, J.; YUAN, Z. Identifying causes for N₂O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. **Journal of Biotechnology**, v. 122, n. 1, p. 62-72, 2006.

LI, B; IRVIN, S. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification as denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). **Biochemical Engineering Journal**, v. 34, n. 3, p. 248-255, 2007.

LOPES, C. L. **Efeito da aeração e tempo de ciclo na remoção biológica de nitrogênio de efluente de Indústria avícola**. 2011. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.

LOUZEIRO, N. R.; MAVINIC, D. S.; OLDHAM, W. K. MEISEN, A.; GARDNER, I. S. Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2721-2732, 2002.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms, prentice hall international**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 2000.

McADAM, E.J.; JUDD, S. J. Denitrification from drinking water using a membrane bioreactor: Chemical and biochemical feasibility. **Water Research**, v. 41, n. 18, p. 4242-4250, 2007.

MEES, J. B. R. **Otimização de remoção biológica de efluente de abate e industrialização de aves usando reator em batelada sequencial**. 2009. 92 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Nova York: Mcgraw-hill, 2003.

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**, v. 7, n. 1-2, p. 16-20, 2002.

MULDER, A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 67-75, 2003.

ONO, A. F. **Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada sequencial para remoção de nitrogênio de água residuária industrial**. 2007. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

- PARDI, M. C. **Ciência, higiene e tecnologia da carne**. Goiás: UFG, 1993.
- PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A. KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the contest of wastewater treatment – a review. **Engineering in Life Science**, Weinhein, v. 7, n. 1, p. 13-25, 2007.
- PEDREIRA, M. S.; OLIVEIRA, S. G.; BERCHIELLI, T. T.; PRIMAVESI, O. Aspectos relacionados com a emissão de metano de origem ruminal em sistemas de produção de bovino. **Archives of Veterinary Science**, v. 10, n. 3, p. 24-32, 2005.
- PENG, J. F.; WANG, B. Z.; WANG, L. Mult-stage ponds-wetlands ecosystem for effective wastewater treatment. **Journal of Zhejiang University Science**, v. 6, n. 5, p. 346-352, 2005.
- PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, B. A. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, n.1, p. 81-88, 2005.
- 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**, v. 9, n. 3, p. 279-286, 2003.
- PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1982.
- PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RBS) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2002. 194 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. São Paulo: USP/EALC, 1985.
- REGINATTO, V.; LIMA, A.; SCHMIDELL, W.; NINOW, J. L.; SOARES, H. M. Aclimação de microbiota nitrificante para o tratamento de efluente de indústria frigorífica. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 8, n. 1, 2007.
- SANTOS, S. G. **Utilização de etanol, metanol e metano como doadores de elétrons para desnitrificação**. 2004. 129 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- SANTOS, C. E. D.; TÉRAN, F. J. C.; VASCONCELOS, J. H. A., LUCAS, M. C. Remoção anaeróbia de nitrogênio amoniacal por meio de reator com cultura fixa em meio suporte operando em batelada sequencial. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 2, p. 190-203, 2010.
- SCHIMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHIMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, p. 481-492, 2003.
- SCHMIDELL, W.; REGINATTO, V. S. **Remoção de Nitrogênio**. In: V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Florianópolis, SC, 2005.
- SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 69-73, 1999.

SOUZA, T. S. O. **Desnitrificação autotrófica usando sulfeto como doador de elétrons para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário**. 2011. 121 f. Tese (Engenharia Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2011.

SOUZA, S. M.; ARAÚJO, O. Q. F.; COELHO, M. A. Z. Model-based optimization of a sequencing batch reactor of biological nitrogen removal. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 8, p. 3213-3223, 2008.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, UFMG Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

SURAMPALLI, R. Y.; TYACI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 61, n. 2, p. 151-157, 1997.

TEIXEIRA, R. M.; REGINATTO, V.; PEREIRA, F. F.; SOARES, H. M.; FURIGO JR., A. Remoção de nitrogênio de efluente agroindustrial utilizando biorreatores. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 209-213, 2008.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Manual nitrogen control**. Cincinnati: EPA. 1993.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Wastewater technology fact sheet sequencing batch reactors**. EPA, 1999.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Development document for the proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source category**. Washington: EPA, 2002.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento de sistema de lodo ativado: teoria e aplicação para prometo e operação**. Campina Grande: EPGRAF, 1999.

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; LACALLE, M. L.; POLANCO, F. F. New operation strategy for SBR technology for total nitrogen removal from industrial wastewater highly loaded with nitrogen. **Water Science and Technology**, London, v. 41, n. 12, p. 83-85, 2000.

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.

WILDERER, P. A.; IRVINE, E. R. L.; GORONSY, M. C. **Sequencing batch reactor technology**. 10. ed. London: IWA Publishing, 2001.

WIMA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo - Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.12, n. 2, p. 169-180, 2007.

WOLFF, D. B.; OCHOA, J. C.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Nitrification in hybrid reactor with a recycled plastic support material. **Brazilian of Archives Biology and Technology**, Curitiba, v. 48, n.spe, p. 243-248, 2005.

WONGCHONG, G. M.; LOEHR, R. C. Kinetics of microbial nitrification nitrite-nitrogen oxidation. **Water Research**, v. 12, n. 8, p. 605-609, 1978.

ZENATTI, D. C.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; CONSTANZI, 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.