



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E DE ENGENHARIA
DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

MICHAELA CORADI

**AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE AERAÇÃO E INFLUÊNCIA
DA MATÉRIA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE
DESAMONIFICAÇÃO**

Florianópolis – SC
2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E
ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA

Michaela Coradi

**AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE AERAÇÃO E INFLUÊNCIA
DA MATÉRIA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE
DESAMONIFICAÇÃO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química.

Orientador:

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares

Co-Orientador:

Prof. Dr. Airton Kunz

Florianópolis – SC
2014

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Coradi, Michaela

Avaliação de estratégias de aeração e influência da
matéria orgânica no desempenho do processo de
desamonificação / Michaela Coradi ; orientador, Hugo
Moreira Soares ; coorientador, Airton Kunz. -
Florianópolis, SC, 2014.

125 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química.

Inclui referências

1. Engenharia Química. 2. Tratamento Biológico. 3.
Desamonificação. 4. Oxigênio Dissolvido. 5. Matéria
Orgânica. I. Soares, Hugo Moreira. II. Kunz, Airton. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Química. IV. Título.

**Avaliação de estratégias de aeração e influência da matéria orgânica no
desempenho processo de desamonificação**

Por

MichaelaCoradi

Dissertação julgada para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química**, área de Concentração de **Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos**, e aprovada em sua fase final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
orientador

Prof. Dr. Airton Kunz
coorientador

Prof. Dr. Ricardo Antonio Francisco Machado
coordenador

Banca Examinadora:

Jorge Luiz Ninow
UFSC/PGEAL

WillibaldoSchmidellNetto
UFSC/PGEAL

Valéria Reginatto Spiller
USP

Florianópolis, 07 de março de 2014.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida e pelas oportunidades que nela surgiram.

Aos familiares, em especial aos meus pais, Amauri e Noeli, e meus irmãos, Gabriela e Lucas, pela educação, incentivo, compreensão e paciência pelos momentos de ausência e durante os momentos de dificuldade.

Ao professor orientador HugoMoreira Soares e ao professor co-orientador Airton Kunz, pela oportunidade, disponibilidade e orientação.

A todos os amigos e colegas do Laboratório de Experimentação e Análises Ambientais da Embrapa Suínos e Aves, em especial ao Ricardo, Marco Ramme, André, Angélica, Lucas, Aline, Jéssica, Magda, Cássia e Mariana, pela amizade e apoio na realização dos experimentos.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos, em especial a Simone, Markinhos, Cléo e Nubia, pelas conversas, informações trocadas, pela amizade e apoio na reta final.

Aos bons e velhos amigos do “Velho Oeste”, pela cumplicidade e companheirismo, tanto nas horas de estudo quanto nas horas de descontração.

À Embrapa Suínos e Aves pela disponibilidade do espaço físico e dos recursos necessários para o desenvolvimento da pesquisa, e a CAPES pela concessão da bolsa.

*Os únicos limites das nossas realizações
de amanhã são as nossas dúvidas e hesitações
de hoje.*

Franklin Roosevelt
(1882-1945)

RESUMO

A suinocultura é conhecida por seu potencial poluidor elevado. Um dos maiores desafios da atividade está associado ao tratamento do efluente gerado e a possibilidade do reuso da água tratada na cadeia produtiva. Processos convencionais de tratamento, como lagoas anaeróbias e biodigestores, já estão bem consolidados, porém estes não removem toda a matéria orgânica e tampouco os nutrientes contidos no efluente. O desafio atual é encontrar novos processos, com melhores custos-benefícios para remoção destes nutrientes. Neste contexto, o processo de desamonificação surge como uma alternativa promissora para a remoção destes compostos nitrogenados. O objetivo deste trabalho foi avaliar diferentes estratégias de aeração e a influência da presença de matéria orgânica no processo de desamonificação, com a finalidade de otimizar e posteriormente aplicá-lo no tratamento de efluente suinícola. Para tanto, inoculou-se um reator de leito móvel com fluxo ascendente de biomassa em suspensão, operado com aeração e alimentação intermitente, 30% v/v de meio suporte *kaldnes* temperatura controlada em 25°C. Os resultados mostram que a estratégia de aeração ideal está relacionada à carga de nitrogênio a ser tratada. Maiores cargas de nitrogênio exigem maiores tempos de aeração para uma nitrificação parcial mais eficiente e consequente estabilidade do processo. Nas condições operacionais estudadas, o Ciclo 2, com 15 minutos aerando e alimentando e 15 minutos em fase anóxica, mostrou-se suficiente para converter toda a amônia e estabelecer o processo. Em relação à presença de matéria orgânica, além da ocorrência em paralelo do processo de desnitrificação, houve uma competição entre BOA e bactérias heterotróficas por OD, comprometendo a estabilidade do processo quando trabalhou-se acima da relação C/N de 2,0 mg COT.(mg N-NH₄⁺)⁻¹, nas condições operacionais estudadas.

Palavras chave: tratamento biológico, desamonificação, oxigênio dissolvido, matéria orgânica.

ABSTRACT

Swine farming are known because their high pollution potential. One of the biggest challenges of the activity is associated with the treatment of wastewater generated and the possibility to reuse the treated water in production chain. Conventional treatment processes such as anaerobic lagoons and biodigesters are now well established, but they do not remove all organic matter nor the nutrients contained in the manure. The current challenge is to find new processes, with better cost benefit for the removal of these nutrients. In this context, deammonification process emerges as a promising alternative for removal nitrogenous compounds. The objective of this study was to evaluate different aeration strategies and the influence of presence of organic matter in the deammonification process, with the intention to optimizing and subsequently apply it in the swine wastewater treatment. For this, a moving bed reactor was inoculated with suspended biomass operated with intermittent aeration and feeding, 30% v/v *Kaldnes* biofilm carriers and temperature controlled at 25° C. The results show that the ideal strategy of aeration is relates with nitrogen loading to be treated. Higher nitrogen loads require larger aeration times for a more efficient partial nitrification and consequent process stability. In the operating conditions studied, the Cycle 2, with 15 minutes aerating and feeding and 15 minutes in anoxic phase proved to be capable to convert all ammonium and to establish the process. Regarding the presence of organic matter, besides the parallel occurrence of denitrification, there was a competition between AOB and heterotrophic bacteria by DO, compromising the stability of process when working above C/N ratio of 2.0 mgTOC.mgNH₄⁺-N⁻¹, on the studied operating conditions.

Key words: biological treatment, deammonification, dissolved oxygen, organic matter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Curva de equilíbrio químico entre as formas de NH_4^+ e NH_3 à 25°C.....	34
Figura 2 - Comportamento das bactérias do gênero <i>Nitrosomonas</i> e <i>Nitrobacter</i> em diferentes faixas de concentração de amônia livre e ácido nitroso livre em função do pH.	38
Figura 3 - Efeito da temperatura sobre a velocidade de crescimento das BOA e das BON.	44
Figura 4 - Possível rota metabólica da oxidação anaeróbia do amônio.....	46
Figura 5 - Esquema representando o processo combinado de nitrificação parcial-ANAMMOX para remoção de amônio de águas residuárias.	51
Figura 6 - Esquema representando o processo de desamonificação para remoção de amônio de águas residuárias.	52
Figura 7 – Sistema experimental.	60
Figura 8 – Ciclo de aeração e alimentação do Reator A.....	62
Figura 9 – Ciclo de aeração e alimentação do Reator B.....	63
Figura 10 - Esquema representando os ciclos de aeração testados antes da partida.....	64
Figura 11 - Esquema representando os ciclos de aeração testados para o processo estável.....	64
Figura 12 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético nitrificante.	73
Figura 13 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético anammox.	74
Figura 14 - Acompanhamento das formas nitrogenadas no Reator A.....	75
Figura 15 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético nitrificante.	77
Figura 16 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético anammox.	78
Figura 17 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica.....	79
Figura 18 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para Ciclo de 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica.	80

Figura 19 - Acompanhamento das formas nitrogenadas no Reator B.....	81
Figura 20 - Acompanhamento da remoção de nitrogênio durante o período de operação do Reator B.....	82
Figura 21 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica.	85
Figura 22 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica.	85
Figura 23 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 22 minutos aerando e 8 minutos em fase anóxica.	85
Figura 24 – Comportamento da velocidade específica de consumo de $N-NH_4^+$ em função do aumento da razão C/N.....	89
Figura 25 – Eficiência de remoção de $N-NH_4^+$ em função do aumento da concentração de COT.	90
Figura 26 – Relação entre o consumo de COT e $N-NH_4^+$ em função do aumento da relação C/N.	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Composição química média (mg.L^{-1}) dos dejetos de suínos observada por diferentes autores.....	32
Tabela 2 - Composição do meio de cultura para a biomassa nitrificante.	56
Tabela 3 - Composição do meio de cultura para a biomassa anammox.	58
Tabela 4 – Genes detectados e sua sequência específica.	70
Tabela 5 - Velocidades de consumo e produção das bactérias anammox e concentração de N_T removido.	76
Tabela 6 – Comparativo entre as velocidades de consumo e produção das formas nitrogenadas obtidas para cada Ciclo na Fase de inoculação e na Fase II e concentração de N_T removido.	86
Tabela 7 – Quantificação dos principais microrganismos envolvidos no processo de desamonificação.	93
Tabela 8 - Velocidade de consumo e produção das bactérias anammox e concentração de N_T removido.	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AEA – Atividade Específica Anammox
AL – Amônia Livre
amoA – Amônia Monooxigenase
ANAMMOX – *Anaerobic Ammonium Oxidation*
ANL – Ácido Nitroso Livre
BOA – Bactérias Oxidadoras de Amônio
BON – Bactérias Oxidadoras de Nitrito
CANON – *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico Total
DQO – Demanda Química de Oxigênio ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)
HH – Hidrazinohidrolase
 HNO_2 – Ácido nitroso
hzo – Hidrazina oxidase
 $k_L a$ – coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio (tempo^{-1})
M – Molaridade (mol.L^{-1})
NP – Nitrificação Parcial
 N_T – Nitrogênio total
 NH_3 – Amônia
 NH_4^+ – Íon Amônio
NirS – Nitrito Redutase
 NO_2^- – Íon Nitrito
 NO_3^- – Íon Nitrato
 N-NH_4^+ – Nitrogênio na forma de íon amônio
 N-NO_2^- – Nitrogênio na forma de nitrito
 N-NO_3^- – Nitrogênio na forma de nitrato
OD – Oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)
OLAND – *Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification*
q – Carga ($\text{g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$)
Q – Vazão (L dia^{-1})
RBS – Reator de Batelada Sequencial
SHARON – *Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite*
SPACs – Sistemas de Produção de Animais Confinados
SST – Sólidos Suspensos Totais (mgL^{-1})
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis (mgL^{-1})
TRC – Tempo de Retenção Celular

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

X – Concentração celular (gSSV.L^{-1})

$-r_{N-NH_4^+}$ – Velocidade de consumo de amônio ($\text{mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$-r_{N-NO_2^-}$ – Velocidade de consumo de nitrito ($\text{mgN-NO}_2^-. \text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$r_{N-NO_3^-}$ – Velocidade de produção de nitrato ($\text{mgN-NO}_3^-. \text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$-\mu_{N-NH_4^+}$ – Velocidade específica de consumo de amônio ($\text{mgN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$-\mu_{N-NO_2^-}$ – Velocidade específica de consumo de nitrito ($\text{mgN-NO}_2^-. \text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$\mu_{N-NO_3^-}$ – Velocidade específica de produção de nitrato ($\text{mgN-NO}_3^-. \text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	25
2 OBJETIVOS.....	29
2.1 OBJETIVO GERAL.....	29
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.1 SUINOCULTURA E MEIO AMBIENTE.....	31
3.2 NITROGÊNIO NO MEIO AMBIENTE	33
3.3 PROCESSOS BIOLÓGICOS CONVENCIONAIS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	35
3.3.1 Nitrificação.....	35
3.3.2 Desnitrificação.....	39
3.4 OUTROS PROCESSOS BIOLÓGICOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	42
3.4.1 Nitrificação parcial	42
3.4.1.1 Estratégias para controle da nitrificação parcial.....	43
3.4.1.1.1 Amônia livre (AL), ácido nitroso livre (ANL) e o pH.....	43
3.4.1.1.2 Temperatura	43
3.4.1.1.3 Oxigênio dissolvido	44
3.4.2 ANAMMOX	45
3.4.2.1 Estratégias para controle do processo ANAMMOX	47
3.4.2.1.1 Oxigênio dissolvido	47
3.4.2.1.2 Temperatura	47
3.4.2.1.3 pH	48
3.4.2.1.4 Concentração de substrato	48
3.4.2.1.5 Matéria orgânica	49
3.4.3 NITRIFICAÇÃO PARCIAL + ANAMMOX	50
3.4.3.1 Sistema de reatores em série.....	50
3.4.3.2 Sistema de reator único: desamonificação.....	51
4 MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	55
4.1.1 Inóculo nitrificante	55
4.1.1.1 Ensaio cinético de nitrificação.....	55

4.1.2	Inóculo Anammox.....	56
4.1.2.1	Ensaio cinético ANAMMOX.....	57
4.1.3	Razão entre inóculos	58
4.2	SISTEMA EXPERIMENTAL	59
4.3	MEIO DE CULTURA	61
4.4	VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO	61
4.5	OPERAÇÃO DOS REATORES BIOLÓGICOS.....	61
4.5.1	Reator A	61
4.5.2	Reator B	62
4.6	ACOMPANHAMENTO DO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO	63
4.7	TESTES DE ESTRATÉGIAS DE AERAÇÃO	63
4.7.1	Definição do ciclo de aeração do processo.....	63
4.7.2	Avaliação dos ciclos de aeração para o processo em estado estacionário	64
4.8	TESTE DA INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA	65
4.9	ACOMPANHAMENTO DAS VELOCIDADES DAS BACTÉRIAS ANAMMOX.....	66
4.10	DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	66
4.10.1	Nitrogênio amoniacal	66
4.10.2	Nitrito e Nitrato	66
4.10.3	Alcalinidade	67
4.10.4	Carbono Orgânico Total e Carbono Inorgânico	67
4.10.5	Demanda Química de Oxigênio	67
4.10.6	Sólidos Suspensos Totais e Voláteis	68
4.10.7	pH e Oxigênio Dissolvido	68
4.11	RELAÇÃO COT <i>vs</i> DQO E CI <i>vs</i> ALCALINIDADE TOTAL	68
4.12	QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS POR REAÇÃO EM CADEIA DA POLIMERASE (qPCR)	69
4.12.1	Curvas padrão para detecção dos genes NirS, amoA e hzo.....	69
4.12.2	Quantificação dos genes NirS, amoA e hzo	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
5.1	REATOR A.....	73
5.1.1	Ensaio Cinético nitrificante	73
5.1.2	Ensaio Cinético anammox.....	73
5.1.3	Razão da quantidade de biomassa inoculada.....	74
5.1.4	Posta em marcha do processo de desamonificação	74
5.2	REATOR B	76

5.2.1	Ensaio cinético nitrificante	76
5.2.2	Ensaio Cinético anammox	77
5.2.3	Razão da quantidade de biomassa inoculada.....	78
5.2.4	Definição do ciclo de aeração na partida do reator.....	78
5.2.5	Posta em Marcha do reator	80
5.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE AERAÇÃO	84
5.4	AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO	89
5.5	REAÇÃO EM CADEIA DA POLIMERASE EM TEMPO REAL 93	
5.6	VELOCIDADES DE CONSUMO E PRODUÇÃO DAS BACTÉRIAS ANAMMOX	94
6	CONCLUSÕES	97
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	99
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
9	APÊNDICE A - Dados de monitoramento do Reator A.....	115
10	APÊNDICE B - Dados de monitoramento do Reator B	116
11	APÊNDICE C - Relação COT vs DQO e CI vs Alcalinidade Total 119	
12	APÊNDICE D – Avaliação da influência da matéria orgânica no processo de desamonificação	120

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil tem se destacado na produção e exportação de carne suína, devido, principalmente a fatores como a grande extensão territorial e a oferta de matéria prima para a produção. O país é o 4º maior produtor mundial de carne suína, (3,37 milhões.t¹ – em equivalente carcaça, em 2013), atrás dos Estados Unidos, União Européia e China. Em 2012, o Brasil produziu um plantel de aproximadamente 38,8 milhões de cabeças. Santa Catarina correspondeu a cerca de 19% desse total (aproximadamente 7,5 milhões de cabeças), sendo que 5,5 milhões destas foram produzidas na região oeste Catarinense. Isto torna Santa Catarina o Estado brasileiro maior produtor e pioneiro na exportação de carne suína (EPAGRI, 2014; ABIPECS, 2014).

Devido a crescente demanda pelos produtos agropecuários, sistemas intensivos de produção de suínos, concentrando um grande número de animais em áreas reduzidas, vêm sendo largamente utilizados por apresentarem maior viabilidade econômica, reduzindo os custos associados com a produção e disponibilidade de área.

Esta grande produtividade gera uma quantidade considerável de resíduos, com potencial poluidor elevado. Em função disto, sistemas de tratamento vêm sendo estudados para reduzir as emissões de compostos orgânicos voláteis, controlar a proliferação de odores, a mineralização de nutrientes, objetivando a melhora das propriedades fertilizantes destes resíduos gerados, bem como a recuperação de energia através da produção de biogás (FIGUEROA *et al.*, 2012), a fim de atender as legislações vigentes e sobretudo reduzir impactos ambientais causados pela atividade.

Segundo Kunzet *al.* (2005), a tecnologia de digestão anaeróbia por biodigestores para estabilização e remoção de matéria orgânica de dejetos suínos é largamente utilizada e conhecida há muito tempo. O inconveniente deste processo é que os compostos nitrogenados contidos em abundância nos dejetos, tais como proteínas, aminoácidos ou ureia, são convertidos principalmente em amônio, o qual não é degradado em condições anaeróbias (FIGUEROA *et al.*, 2012). Diante disto, torna-se necessário encontrar soluções sustentáveis para a remoção de nitrogênio de efluentes suínos, antes de serem lançados em corpos d'água ou serem reutilizados na agricultura ou no próprio processo produtivo.

Os compostos nitrogenados podem ser removidos dos efluentes por processos físico-químicos e por processos biológicos, sendo que os processos biológicos têm se destacado por apresentarem maior eficácia de remoção e menores custos de implantação e manutenção (EPA, 1993).

Dentre os processos biológicos para remoção de nitrogênio amoniacal, os processos convencionais, de nitrificação/desnitrificação, necessitam de um sistema com dois reatores em série e, além de ocuparem grandes áreas para o tratamento, também requerem maiores concentrações de oxigênio, apresentam alta produção de lodo, e necessitam da adição de matéria orgânica, como metanol, dependendo do efluente a ser tratado. Devido a isto, nos últimos anos, vários novos processos têm sido estudados, com melhores custos-benefícios, como nitrificação parcial, ANAMMOX, e seus sistemas combinados (JETTEN *et al.* 2002).

Por apresentar capacidade de remoção de altas concentrações de nitrogênio, o processo ANAMMOX vem sendo estudado como alternativa para a remoção das formas nitrogenadas presentes no efluente suinícola. (SCHIERHOLT NETO, 2007; MOLINUEVO *et al.*, 2009; CASAGRANDE *et al.* 2011b). Para aplicar o processo ANAMMOX, é necessário uma etapa de nitrificação parcial, onde aproximadamente metade do amônio contido no efluente é convertido a nitrito, proporcionando as concentrações exigidas pela estequiometria do processo (PAREDES *et al.*, 2007). Este sistema pode ser obtido utilizando dois reatores diferentes, um para o processo de nitrificação parcial e outro para o processo ANAMMOX (STROUSE *et al.*, 1997; VAN DONGEN *et al.*, 2001, FUX *et al.*, 2002) ou em um sistema de reator único onde uma cultura mista de bactérias anammox e bactérias oxidadoras de amônio convivem simultaneamente (THIRD *et al.*, 2001; SLIEKERS *et al.*, 2002; PŁAZA *et al.*, 2003; CHO *et al.*, 2011).

A remoção de amônio pelos processos combinados de Nitrificação parcial e ANAMMOX, tanto em reatores em série como em um sistema de reator único, tem sido chamada de desamonificação (VANOTTI *et al.*, 2012; ZUBROWSKA-SUDOL *et al.*, 2011; PLAZA *et al.*, 2003). Neste trabalho, o termo desamonificação será usado para designar o sistema de reator único.

O processo de desamonificação torna-se competitivo aos demais processos em relação ao seu custo de investimento, como construção, manutenção, economia de energia, uma vez que consome menos oxigênio que processos convencionais de remoção de nitrogênio (THIRD

et al., 2001; HAO; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2002) e pode operarà temperatura ambiente (VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009).

Devidoàs bactérias que oxidam amônio a nitrito (BOA) serem aeróbias, e as bactérias anammox serem anaeróbias, sofrendo inibição reversível a baixas concentrações de oxigênio, ambas as reações no reator devem ocorrer sob condições limitadas de oxigênio dissolvido (OD) (THIRD *et al.*, 2001). Além disto, o controle da nitrificação parcial, evitando o acúmulo de nitrito e a possível oxidação de nitrito a nitrato por BON é imprescindível, o que torna o fornecimento de OD umavariável chave para o controle e estabilização do processo. Devido a isto estratégias de aeração e diferentes configurações de reatores vêm sendo cada vez mais estudados (LIU *et al.*, 2008; CHO *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2012; CEMA *et al.*, 2011).

Este conjunto de fatores abre a possibilidade de aplicar este processo no tratamento de dejetos suínos como sendo, por exemplo, um pós-tratamento de lagoas anaeróbias ou biodigestores. Em contraste, estes efluentes, mesmo após passar por estes pré-tratamentos, ainda contêm concentrações consideráveis de matéria orgânica dissolvida, que podem interferir na eficiência do processo de desamonificação devido à competição com microrganismos heterotróficos(UDERT *etal.*, 2008; ZHANG *etal.*, 2012).

Além de possuir um grande potencial poluidor, a produção de carne suína demanda uma grande quantidade de água, cerca de 6 m³ de água por kg de carne produzida. A fim de reduzir o impacto ambiental causado pela atividade e racionalizar o uso da água, o projeto CAPES-EMBRAPA, referente ao Edital n° 001/2011, intitulado “Sistemas integrados de tratamento de dejetos suínos para conservação e reutilização dos recursos hídricos”, ao qual este trabalho está inserido, objetiva estudar a remoção de matéria orgânica e nutrientes, desenvolvendo e otimizando novos processos, visando melhorar a qualidade do efluente líquido lançado e fazer reuso desta água dentro do processo produtivo.

Considerando estes aspectos, o presente trabalho buscou uma melhor compreensão do processo de desamonificação, bem como avaliar a influência da aeração e da adição de matéria orgânica na eficiência e estabilidade do processo, a fim de, posteriormente, aplicá-lo no tratamento de efluentes provenientes da suinocultura.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar estratégias de aeração e a influência da matéria orgânica na eficiência da remoção de nitrogênio no processo de desamonificação, combinando nitrificação parcial e ANAMMOX em um reator único, à temperatura controlada de 25°C.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estabelecer o processo de desamonificação em um reator único com biomassa suspensa e alimentação e aeração intermitente;
- Avaliar a influência de estratégias de aeração na eficiência da remoção de nitrogênio do processo;
- Avaliar a influência da concentração de matéria orgânica na interação dos microrganismos envolvidos e na estabilidade do processo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SUINOCULTURA E MEIO AMBIENTE

A suinocultura é uma das maiores e mais importantes cadeias produtivas da indústria alimentar existente no Brasil. O sistema de produção em regime de integração é o grande responsável pelo crescimento da suinocultura no sul do País, promovendo uma produção mais eficiente, simplificando a administração das propriedades rurais que adotam este sistema. Além disso, a suinocultura vem seguindo uma tendência clara ao migrar para áreas que são grandes produtoras de grãos, como o cerrado brasileiro, presente no Centro-Oeste, parte do Nordeste e do Sudeste (GARTNER; GAMA, 2005).

A atual expansão da suinocultura e profissionalização do setor produtivo, assumindo tendências modernas, têm como principal características a concentração de grandes quantidades de animais em pequenas áreas, visando atender o consumo interno e externo de carne, produtos e derivados, chamados de Sistema de Produção de Animais Confinados (SPACs), gerando grande quantidade de efluentes (OLIVEIRA, 2002; KUNZ *et al.*, 2009).

O elevado potencial poluidor da atividade é atribuído à grande quantidade de resíduos produzidos, apresentando altas cargas de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, metais pesados (cobre e zinco utilizados nas rações como promotores de crescimento, por exemplo), hormônios e antibióticos (USDA/USEPA, 1999). A composição e concentração dos efluentes gerados pela suinocultura podem variar em função do sistema de manejo adotado, de acordo com a fase de crescimento e da quantidade de água e nutrientes em sua composição. A Tabela 1 mostra a grande variabilidade das características físico-químicas dos dejetos de suínos.

Tabela 1- Composição química média (mg.L⁻¹) dos dejetos de suínos observada por diferentes autores.

Parâmetro	Duarte <i>et al.</i> 1992 (Portugal)	Sevrin-Reyssacet <i>al.</i> 1995 (França)	Medri 1997 (SC/Brasil)	Zanotelli 2002 (SC/Brasil)	Kunzet <i>al.</i> 2005 (SC/Brasil)
pH	7,46	-	6,90	6,87	7,30
DQO _{total}	21.670	80.000	21.647	26.387	65.090
DBO _{5total}	7.280	40.000	11.979	-	34.300
NTK	2.150	8.100	2.205	2.539	4.530
NH ₃	1.420	3.400	-	-	2.520
P total	-	7.100	633	1.215	1.600
Sólidos _{Totais}	-	82.000	17.240	22.867	-
Sólidos _{Voláteis}	-	66.000	10.266	16.855	39.220

Fonte: Adaptado de KUNZ, 2006.

A produção intensiva e o aumento de produtividade resultam no aumento da poluição por dejetos suínos, fato que tem causado desequilíbrios ecológicos em diversos municípios da região Sul, principalmente no oeste do Estado de Santa Catarina. Este panorama foi agravado a partir da década de 1970, quando a produção desse resíduo orgânico excedeu em grande parte sua capacidade de absorção pelo meio ambiente (GARTNER, GAMA, 2005; MIRANDA, MIELE, 2009).

Os principais problemas ambientais associados à suinocultura estão relacionados ao manejo inadequado dos resíduos (como diluição por água da chuva, aplicação excessiva no solo, etc) podendo ocasionar a contaminação de rios (como a eutrofização), de lençóis subterrâneos (o aumento da concentração de íon nitrato é um exemplo), do solo (patógenos e excesso de nutrientes, dentre outros) e do ar (como emissões gasosas de CO₂, CH₄ e N₂O) (KUNZ *et al.*, 2005; BILOTTA, KUNZ, 2013). Conforme Spies (2009), a eutrofização e a acidificação do solo e da água são importantes impactos ambientais que causam danos à biodiversidade e desequilíbrio.

A alta geração de resíduos provenientes da suinocultura tem como preferencial destino, a simples disposição no solo. Esta prática faz com que, em muitas situações, tenha-se excesso de nutrientes, metais e patógenos no solo, tornando difícil a absorção na mesma taxa em que estas substâncias são aplicadas, acarretando lixiviação e/ou percolação destes resíduos para os corpos d'água superficiais e subterrâneos, causando poluição (PERDOMO *et al.*, 2003). Quando a disposição dessa água residuária no solo não é possível, devido às cargas elevadas

de nutrientes, ou pela falta de áreas cultiváveis, devido ao grande volume de dejetos gerado, se faz necessário o uso de estratégias de tratamento (CASAGRANDE, 2011a).

Cada vez mais, tem-se estudado alternativas para realizar o correto manejo e tratamento desse efluente gerado, buscando-se por tecnologias inovadoras que atinjam elevadas eficiências de remoção das altas concentrações dessa matéria orgânica e nutrientes. Os processos de remoção de carbono já estão bem estabelecidos, porém, os processos remoção de nitrogênio, ainda estão sendo muito estudados.

Diante deste cenário, a Embrapa Suínos e Aves, sediada na cidade de Concórdia – SC, implantou uma planta de tratamento, a qual envolve um sistema de separação sólido-líquido, composto por uma peneira rotativa seguida de um floto-decantador, um reator UASB e um sistema de lodos ativados. No efluente final do sistema de tratamento, decantador secundário dos lodos ativados, entre as formas nitrogenadas que deixam o mesmo, há uma relação de aproximadamente 1:1 $\text{NH}_4^+:\text{NO}_2^-$ (SCHIERHOLT NETO, 2007), relação esta que torna possível aplicar o processo ANAMMOX na remoção de nitrogênio.

3.2 NITROGÊNIO NO MEIO AMBIENTE

O nitrogênio é um nutriente essencial para qualquer célula viva, pois faz parte das moléculas proteicas e ácidos nucleicos, observando-se que uma bactéria típica contém em torno de 12% de nitrogênio, em relação à massa de matéria seca. Na natureza, este elemento encontra-se mais frequentemente na forma de amônia (NH_3) ou amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) ou gás N_2 (SCHMIDELL; REGINATTO, 2007). O nitrito é pouco encontrado, ou presente em baixas concentrações, devido a ser um composto intermediário e muito reativo.

O aporte excessivo desses nutrientes nos sistemas aquáticos, nomeadamente N e P, promove o crescimento de microalgas e vegetais, causando diversos problemas, entre os quais a floração excessiva de microalgas (*algalblooms*), que pode provocar liberação de toxinas para a fase aquosa. Esses nutrientes aceleram o processo de eutrofização de lagos, lagoas e baías, com alteração das propriedades da água, diminuição da lâmina líquida e acúmulo de lodo no leito desses corpos receptores (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). De acordo com Wiesmann *et al.* (2007), vários problemas resultam da descarga de águas residuárias contendo amônia e nitrato em rios e lagos: a amônia é oxidada por

bactérias para nitrito e nitrato, levando a uma redução da concentração de oxigênio dissolvido e à morte de peixes. Essa nitrificação da amônia não controlada causa um decréscimo no pH no curso de água receptor. O nitrato estimula o crescimento de algas, contribuindo para a eutrofização de corpos de água abertos. Em camadas de solo livres de oxigênio contendo nitrato, a desnitrificação pode causar o acúmulo de lodo e decomposição anaeróbia, resultando na geração de metano.

De acordo com Sant'Anna Junior (2010), o íon amônio (NH_4^+) é a forma de nitrogênio inorgânico mais abundante encontrada nas águas residuárias, cujo equilíbrio com a forma ionizada (NH_3), representado pela Equação 1, é fortemente dependente do pH.



A Figura 1 apresenta a curva de equilíbrio químico entre as formas de NH_4^+ e NH_3 .

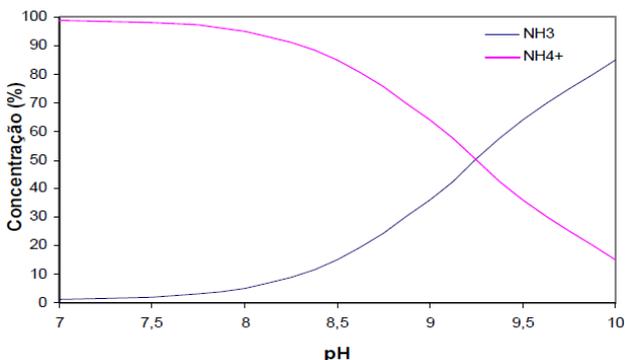


Figura 1—Curva de equilíbrio químico entre as formas de NH_4^+ e NH_3 à 25°C.

Fonte: FERRETI, 2005.

Para valores de pH menores ou iguais a 7, muito comuns em águas naturais, a forma ionizada é predominante. Para valores de pH na faixa de 8 a 9,5 a fração na forma não ionizada cresce acentuadamente de cerca de 8 a 70%. Acima de pH 11, a forma não ionizada é dominante.

Ambas as formas são tóxicas para a vida aquática, especialmente a forma não ionizada. Ademais, o nitrogênio amoniacal será oxidado nos corpos receptores por bactérias nitrificantes, o que pode causar

significativo *déficit* de oxigênio nesses ambientes e apresentar toxicidade às formas de vida aquática.

Sendo assim, a concentração de nitrogênio lançada nos corpos d'água deve ser monitorada e controlada, a fim de evitar contaminações que possam vir a desencadear problemas ambientais. A legislação brasileira, através da resolução n° 430 de 2011 do CONAMA estabelece como limite de lançamento de nitrogênio amoniacal em corpos d'água a concentração de 20,0 mg.L⁻¹.

Neste contexto, surge então a necessidade de se desenvolver, cada vez mais, novos processos tecnológicos, com melhores custos-benefícios, para remoção do nitrogênio de efluentes. Estes podem ser físicos, químicos ou biológicos. Os processos biológicos têm sido amplamente estudados por apresentarem menor custo de implantação e manutenção comparado aos processos físico-químicos.

3.3 PROCESSOS BIOLÓGICOS CONVENCIONAIS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Em sistemas de tratamento convencionais, a eliminação biológica de nitrogênio a partir de águas residuárias requer um processo com duas etapas, envolvendo o processo de nitrificação seguido por desnitrificação (AHN, 2006).

Na primeira etapa, de nitrificação, realizada em condições aeróbias, a amônia é convertida a nitrato. Na segunda etapa, de desnitrificação, realizada na ausência ou em baixas concentrações de oxigênio, nitrato é convertido a N₂ gasoso, o qual é lançado na atmosfera (SCHMIDELL; REGINATTO, 2007).

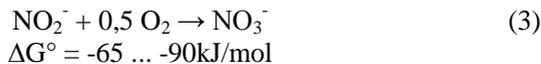
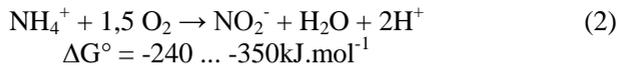
Tendo em vista as características biológicas distintas destas duas etapas é comum examiná-las separadamente.

3.3.1 Nitrificação

A nitrificação é definida como a oxidação biológica do nitrogênio amoniacal em nitrato, apresentando nitrito como intermediário. Esse processo é realizado principalmente por bactérias aeróbias, quimioautotróficas obrigatórias, utilizando desta forma CO₂ como fonte de carbono e oxidação de um substrato inorgânico como, por exemplo, a amônia a formas mineralizadas como fonte de energia (VON SPERLING, 1996). Espécies pertencentes aos gêneros

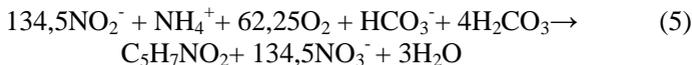
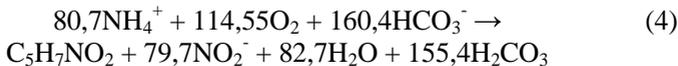
Nitrosomonas e *Nitrobacter* são responsáveis pela maior parte da nitrificação na natureza (ANTHONISEN *et al.*, 1976).

O processo de nitrificação envolve duas etapas, a saber: nitratação e nitratação (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). As reações abaixo ilustram as transformações globais ocorridas nessas duas etapas (WIESMANN *et al.*, 2007). A Equação 2 representa a etapa de nitratação e a Equação 3 a etapa de nitratação.

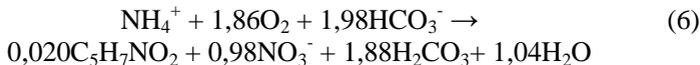


Do ponto de vista energético, a reação global da primeira etapa (nitratação) disponibiliza mais energia do que a reação de nitratação. Essa disponibilidade energética favorece as bactérias que oxidam amônia (BOA) em relação às que oxidam o nitrito (BON) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Em relação ao crescimento celular, Henze *et al.* (1997) propõem as seguintes equações estequiométricas, para as etapas de nitratação e nitratação, respectivamente:



Resultando na equação final:



Várias são as variáveis que influenciam no desempenho das populações de bactérias nitrificantes, tais como oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T), tempo de retenção hidráulico (TRH) e tempo de retenção celular (TRC). Destes o pH e o OD são os mais importantes (WIESMANN *et al.*, 2007).

Uma vez que a nitrificação ocorre com liberação de íons H^+ ao meio, se a alcalinidade não for adequada pode haver queda abrupta do

pH, atingindo valores que causam a interrupção do processo. A alcalinidade de um dado efluente pode ser suprimida por uma variedade de substâncias, mas é expressa em termos equivalentes ao carbonato de cálcio (CaCO_3). De acordo com as relações estequiométricas, cerca de 7,4 kg de alcalinidade (CaCO_3) são consumidos por kg de amônia oxidada (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O pH do meio apresenta três efeitos sobre a nitrificação: ativação e inativação das bactérias, efeitos nutricionais associados à alcalinidade e carbono inorgânico e, ainda, inibição por amônia livre (AL) e ácido nitroso livre (ANL). A presença de íons OH^- ou H^+ pode afetar as enzimas presentes no metabolismo das bactérias, bloqueando o sítio ativo de forma reversível e causando certa inibição. Em baixos valores de pH, o CO_2 pode ser removido do sistema por *stripping*, gerando uma deficiência de carbono inorgânico para as bactérias autotróficas (FERRETTI, 2009).

Embora muitos autores cite uma faixa de pH ideal como sendo entre 7 e 8 (METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 1997; FERRETTI, 2005), Anthonisen *et al.* (1976) demonstram que mesmo em pHs próximos da neutralidade, dependendo da concentração de amônia total e nitrito do meio, pode existir inibição de *Nitrosomonas* e/ou *Nitrobacter* pela presença de amônia livre ou ácido nitroso em excesso. As concentrações de amônia livre e ácido nitroso livre são dependentes do pH e da temperatura, podendo ser determinadas através das Equações 7 e 8.

$$[\text{NH}_3] = \frac{17}{14} \times \left(\frac{[\text{N} - \text{NH}_3] + [\text{N} - \text{NH}_4] \times 10^{\text{pH}}}{e^{\left(\frac{6.344}{273} + ^\circ\text{C}\right)} \times 10^{\text{pH}}} \right) \quad (7)$$

$$[\text{HNO}_2] = \frac{46}{14} \times \left(\frac{[\text{N} - \text{NO}_2^-]}{e^{\left(\frac{-2.300}{273} + ^\circ\text{C}\right)} \times 10^{\text{pH}}} \right) \quad (8)$$

Ainda em seu trabalho, Anthonisen *et al.* (1976) elaborou um diagrama (Figura 2) para verificar visualmente a inibição por ácido nitroso livre e/ou amônia livre em função da concentração das espécies e do pH.

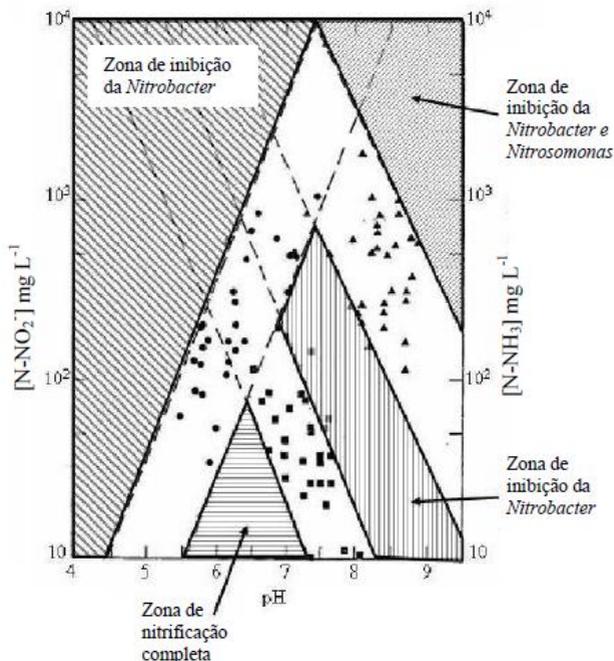


Figura 2 - Comportamento das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* em diferentes faixas de concentração de amônia livre e ácido nítrico livre em função do pH.

Fonte: adaptado de Anthonisen et al., 1976.

A zona de inibição de *Nitrobacter* e *Nitrosomonas*, no canto superior direito da Figura 2, para pH acima de 7,5, representa a condição em que a concentração de amônia livre é alta o suficiente para inibir ambas as bactérias, neste caso, a nitrificação não ocorrerá e haverá acúmulo de amônia no sistema. Em concentrações de amônia livre baixas e pH acima de 7,0, zona representada pelo canto inferior direito da Figura 2, somente *Nitrobacter* podem ser inibidas, ocorrendo o acúmulo de nitrito. Altas concentrações de nitrito e baixo pH, favorecem a formação de ácido nítrico livre, inibindo bactérias *Nitrobacter*, representado pela zona no canto esquerdo da Figura 2. A zona de nitrificação completa ocorre para concentrações de amônia livre e ácido nítrico livre menores que 10^2 mg.L^{-1} e pH na faixa de 5,5-7,5.

As populações de BON são facilmente inibidas pela limitação do OD. Para que haja uma completa nitrificação, o oxigênio dissolvido

deve ser mantido a uma concentração superior a $2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ no reator (BORTOLI, 2010; SCHIERHOLT NETO, 2007).

No que diz respeito ao tratamento de efluentes contendo matéria orgânica, segundo Sant'Anna Junior (2010), há evidências da ocorrência da nitrificação em ambientes com níveis significativos desta, desde que outras grandezas estejam disponíveis em níveis adequados (pH, temperatura, OD, etc).

Entretanto, como a presença de matéria orgânica favorece o crescimento de bactérias heterotróficas, as quais apresentam velocidades de crescimento muito maiores do que as nitrificantes autotróficas, as primeiras tendem a dominar os aglomerados microbianos típicos dos reatores (biofilmes e flocos) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

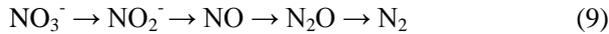
A remoção simultânea de Carbono Orgânico Total (COT) e Sólidos Suspensos Total (SST) em água residuária da suinocultura usando o processo de nitrificação parcial foi estudada por Pra *et al.* (2012), no qual verificou-se uma redução no desempenho do processo de nitrificação para cargas de carbono maiores que $2 \text{ kgCOT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, devido à competição entre BOA e bactérias heterotróficas, tendendo as BOA a serem eliminadas do processo.

3.3.2 Desnitrificação

Bactérias desnitrificantes são capazes de remover nitrogênio oxidado de águas residuárias, convertendo-o a gás N_2 , o qual é liberado para a atmosfera. A maioria dos organismos desnitrificantes são bactérias heterotróficas aeróbias facultativas, constituindo aproximadamente 80% das bactérias dentro de um ambiente de lodos ativados. Sob condições anóxicas, nitrito e nitrato servem como aceptores de elétrons ao invés de O_2 e substratos orgânicos como doadores de elétrons para produção de ATP quando a concentração de oxigênio é muito baixa (WIESMANN *et al.*, 2007).

Há cinco principais compostos nitrogenados na desnitrificação. Nitrato é o substrato inicial da desnitrificação e N_2 molecular é o produto final. Outros intermediários como NO e N_2O podem ser emitidos se ocorrer desnitrificação incompleta devido a altas concentrações de nitrato e relativamente baixas concentrações de substrato orgânico (WIESMANN *et al.*, 2007).

A Equação 9 ilustra os produtos formados nas etapas do processo (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).



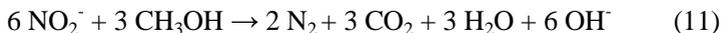
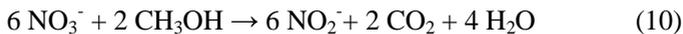
Um grande número de espécies de bactérias tem se mostrado capaz de realizar a desnitrificação. Essas espécies estão incluídas nos gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Artrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Halobacterium* e *Methanobacterium* (METCALF & EDDY, 2003).

As enzimas envolvidas na desnitrificação são: nitrato redutase, nitrito redutase, óxido nítrico redutase e óxido nitroso redutase. Elas catalisam as etapas reacionais ilustradas na Equação 9 (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

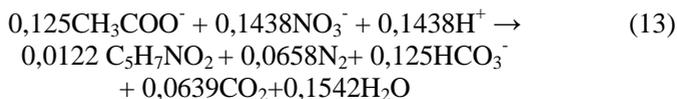
A desnitrificação é importante especialmente para afluentes com baixa alcalinidade natural. Isso porque a perda de alcalinidade pela produção de ácido durante a nitrificação pode ser recuperada pela desnitrificação. Em sistemas onde ocorrem a nitrificação, o pH pode reduzir-se a valores inaceitavelmente baixos, mas, se no mesmo sistema, ocorrer a desnitrificação, cerca de metade da alcalinidade consumida pode ser recuperada (VON SPERLING, 1997). A desnitrificação produz alcalinidade na proporção de 1 gramaem alcalinidade por mol de N (HENZE *et al.*, 1997).

O material orgânico necessário pode ser adicionado artificialmente, como metanol, etanol, acetato e outros, ou disponível internamente no próprio processo. O metanol, por ser disponível e apresentar alto conteúdo específico de carbono, tem sido largamente utilizado (VON SPERLING, 1997; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Quase todas as bactérias desnitrificantes são capazes de usar NO_2^- e NO_3^- . O catabolismo desse processo, o qual fornece duas etapas de crescimento e produção de energia, é descrito de uma forma simplificada usando metanol como fonte de energia (WIESMANN *et al.*, 2007):



A relação carbono/nitrogênio (C/N) utilizada na desnitrificação varia de acordo com a matéria orgânica utilizada e com a biodisponibilidade deste carbono (KUNZ *et al.*, 2012). Ao se utilizar acetato como fonte de carbono, são necessários 0,125 moles de acetato/0,1438 moles de NO_3^- , ou seja, 3,66 g de acetato/g N- NO_3^- (3,47 g DQO:1g N- NO_3^-) (RITTMANN; MCCARTY, 2001), a reação química com a quantidade de células produzidas é representada pela Equação 13.



As condições mais favoráveis para a desnitrificação são pH no valor de 8 e temperatura de 35°C. Nestas condições a velocidade específica de crescimento atinge valores da ordem de 3 a 6 d⁻¹, portanto bem superiores aos valores indicados para as bactérias autotróficas (SCHMIDELL; REGINATTO, 2005).

O nível de OD é considerado umagrandeza chave para o êxito do processo, visto ser a desnitrificação um processo que deve ser conduzido em condições anóxicas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). A presença de oxigênio pode inibir a desnitrificação de maneirareversível. Em condições com altas concentrações de OD, a biomassa tem preferência pelo uso do oxigênio para respirar por se tornar energeticamente mais favorável. O efeito inibitóriopor oxigênio tem sido observado para concentrações acima de 0,13mgO₂.L⁻¹ (ORHON; ARTAN, 1994). Teoricamente recomenda-se um nível máximo de 0,2 a 0,3 mgO₂.L⁻¹, acima deste valor a desnitrificaçãoé reduzida significativamente (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).Conforme Payne (1973), o oxigênio molecular livre suprime a formação da enzima nitrato redutase.

Segundo Wiesmann *et al.* (2007), a suficiência em substrato orgânico é uma das principais variáveis de controle para desnitrificação. A razão ótima entre carbono orgânico e nitrogênio na forma de nitrato é aproximadamente 0,89 gDQO.(gN- NO_3^-)⁻¹ para que ocorra completa desnitrificação. O valor para nitrito é um pouco menor, 0,58gDQO.(gN- NO_2^-)⁻¹. Essa é uma das vantagens da nitrificação via acúmulo de NO_2^- , pois uma alta velocidade de desnitrificação pode ser alcançada quando a concentração de matéria orgânica prontamente disponível é controlada.

3.4 OUTROS PROCESSOS BIOLÓGICOS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Processos convencionais de remoção biológica de nitrogênio, (nitrificação e desnitrificação), objetivando o tratamento de águas residuárias têm sido amplamente estudados, sendo aplicáveis para efluentes contendo concentrações de até $100 \text{ mgN}_T \cdot \text{L}^{-1}$. Contudo, algumas águas residuárias, tais como efluentes pós digestão anaeróbia, chorumes provenientes de aterros sanitários, efluentes industriais e escoamentos agrícolas superficiais contêm concentrações de nitrogênio mais elevadas (WANG et al, 2010), necessitando de tecnologias de tratamento mais eficientes.

Nos últimos anos vários processos alternativos à nitrificação/desnitrificação e de baixos custos, objetivando remoção de altas cargas de nitrogênio vem sendo desenvolvidos, incluindo nitrificação parcial, oxidação anaeróbia da amônia (processo ANAMMOX) e seu sistema combinado (processo de desamonificação) (AHN, 2006).

Estes processos, em especial os sistemas que combinam nitrificação parcial e ANAMMOX, são extremamente vantajosos, uma vez que possibilitam a remoção de maiores cargas de nitrogênio, não necessitam da adição de uma fonte externa de carbono orgânico, apresentam baixa produção de lodo e requerem menor demanda de energia e oxigênio.

3.4.1 Nitrificação parcial

O processo de nitrificação parcial, também conhecido por nitrificação, consiste em controlar variáveis operacionais tais como oxigênio dissolvido, temperatura, pH, etc, interrompendo a reação de nitrificação na etapa de produção de nitrito, através do favorecimento da atividade das BOA em detrimento das BON.

Como pode ser visto nas Equações 2 e 3, para cada 1 mol de amônia, a BOA usa 1,5 mol de oxigênio e a BON usa 0,5 mol de oxigênio, implicando em 25% menos oxigênio demandado na nitrificação parcial comparado à nitrificação completa (PAREDES *et al.*, 2007).

Por estas razões, a nitrificação parcial até nitrito pode ser um atrativo, pois pode resultar em uma redução da demanda de oxigênio na etapa de nitrificação resultando em uma economia na aeração e

posteriormente uma redução na DQO requerida para desnitrificação (RUIZ *et al.*, 2003). Anitrificação parcial resulta da seletiva proliferação de BOA sobre BON (AHNet *et al.*, 2008).

Diversos fatores ambientais influenciam o processo de nitrificação (temperatura, pH, etc), sendo alguns deles, ou a combinação, a base para o desenvolvimento das tecnologias de nitrificação parcial. Na prática, todas são dependentes da inibição ou limitação da segunda etapa da nitrificação ou formação de nitrato (PAREDES *et al.*, 2007), também conhecida como nitratação.

3.4.1.1 Estratégias para controlada nitrificação parcial

A obtenção de um reator de nitrificação com acúmulo de nitrito estável é o fator determinante para o controle do processo de nitrificação. Para isso, diferentes estratégias e abordagens tem sido usadas, incluindo controle de temperatura, o pH, concentração de OD no reator, bem como a presença de $N-NH_4^+$ (PAREDES *et al.*, 2007).

3.4.1.1.1 Amônia livre (AL), ácido nitrosolivre (ANL) e o pH

Anthonisen *et al.* (1976) reportaram que a concentração de AL inibitória é maior para *Nitrosomonas* do que para *Nitrobacter*. Altas concentrações de AL e ANL favorecem as BOA, uma vez que as BON são mais sensíveis nesta condição de operação. O equilíbrio depende do pH da solução (Equações 7 e 8). Ainda segundo Anthonisen *et al.* (1976), ocorre a inibição de *Nitrosomonas* entre 10 e 150 $mgNH_3.L^{-1}$ e de *Nitrobacter* entre 0,1 e 1,0 $mgNH_3.L^{-1}$. Também a inibição dos microrganismos nitrificantes é detectada para concentrações de ANL entre 0,22 e 2,8 $mgHNO_2.L^{-1}$.

A produção apropriada da mistura nitrito/amônio depende da razão alcalinidade/amônio no afluente (FUX *et al.*, 2002). Uma alcalinidade adequada no afluente deve ser garantida, pois durante a etapa de nitrificação, há produção de íons H^+ (Equação 2) e, como visto, o processo de nitrificação parcial é sensível à queda de pH e formação de AL e ANL.

3.4.1.1.2 Temperatura

A velocidade de crescimento das BOA e BON é dependente da temperatura. As BOA têm velocidade de crescimento superior às BON a

altas temperaturas (RUIZ *et al.*, 2003). Em temperaturas maiores que 15°C, as BOA crescem mais rapidamente que BON, podendo sobressair quando expostas à temperaturas em torno de 25°C (ZHU *et al.*, 2008).

O efeito da temperatura sob a velocidade de crescimento de ambos os grupos de bactérias, BOA e BON, pode ser visualizado na Figura 3.

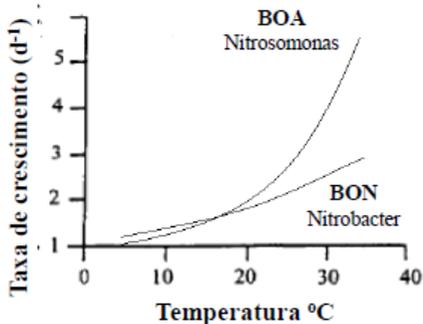


Figura 3 - Efeito da temperatura sobre a velocidade de crescimento das BOA e das BON.

Fonte: adaptado de ZHU *et al.*, 2008.

3.4.1.1.3 Oxigênio dissolvido

Tanto as BOA como as BON são bactérias aeróbias, no entanto as BON são mais sensíveis a baixas concentrações de OD no meio, sofrendo clara inibição em sua atividade oxidante (SCHMIDELL; REGINATTO, 2007).

A variação da concentração de oxigênio no reator é também um possível caminho para melhorar o acúmulo de nitrito. Isto é baseado na diferença entre o coeficiente de saturação da cinética de Monod para oxidação da amônia e oxidação do nitrito que são conhecidos por ser 0,3 e 1,1 mg.L⁻¹, respectivamente (WIESMANN *et al.*, 2007). Logo, operar o reator em baixas concentrações de oxigênio deveria reduzir a atividade de BON, provendo assim o acúmulo de nitrito no sistema.

Ciudadet *et al.* (2005) obtiveram um alto nível de acúmulo de nitrito em um longo tempo de operação (vários meses) com lodo ativado nitrificante à 1,4 mgOD.L⁻¹, obtendo uma redução de 40% no valor do coeficiente de transferência de massa (kLa) requerido, nas condições de operação estudadas. Ainda de acordo com estes mesmos autores, este

valor pode ser um caso específico devido à variação da transferência de massa de oxigênio em diferentes configurações de reatores.

Ruiz *et al.* (2006) estudaram a influência da concentração de OD no acúmulo de nitrito durante o processo de nitrificação e observaram um maior acúmulo deste íon, sem afetar a remoção de amônia, na concentração de 0,7 mgOD.L⁻¹.

3.4.2 ANAMMOX

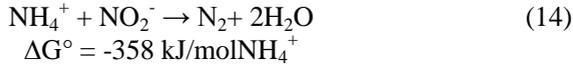
A oxidação anaeróbia do amônio (ANAMMOX) é a opção tecnológica mais promissora difundida para tratar águas residuárias com alta concentração de amônio e baixa concentração de matéria orgânica (KUENEN, 2008).

No processo ANAMMOX (do inglês, *Anaerobic Ammonium Oxidation*), o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrogênio gasoso por bactérias oxidadoras anaeróbias com o nitrito atuando como aceptor de elétrons, sob condições anóxicas (SCHEEREN *et al.*, 2011).

A oxidação anaeróbia do amônio foi primeiramente descoberta em 1995 em um reator de leito fluidizado desnitrificante. Desde a sua descoberta, vários processos diferentes usando bactérias anammox têm sido implementados para alcançar a completa remoção de nitrogênio autotrófica de águas residuárias (MULDER *et al.*, 1995).

O processo ANAMMOX é catalisado por bactérias quimiolitotróficas do filo *Planctomycetes*. Vários gêneros têm sido identificados como capazes de realizar este processo: *Brocadia*, *Kuenenia*, *Scalindua*, *Anamoxoglobusa* e *Jettenia* (KUENEN, 2008). Em um estudo realizado por Viancelliet *al.* (2011), analisou-se a bactéria responsável pela atividade anammox em um reator experimental aclimatado com o lodo de tratamento anaeróbio de dejetos de suínos. Os resultados deste estudo indicaram um novo gênero de bactéria para o processo ANAMMOX relacionado com *Planctomycete* KSU-1 e *Jettenia asiática*, reportando diferenças filogenéticas da microbiota brasileira comparadas com as já descobertas em outras partes do mundo, sendo nomeada de *Brasiliis concordiensis*.

Pouco depois da descoberta do processo ANAMMOX por Mulder *et al.* (1995), Van de Graaf *et al.* (1995) observaram que o nitrito era o aceptor de elétrons no processo, conforme Equação 14.



Experimentos com ^{15}N -marcado foram realizados a fim de se esclarecer as rotas metabólicas para a oxidação anaeróbia do amônio em *BrocadiaAnammoxidans* (VAN DE GRAAF *et al.*, 1997). Neste estudo, hidroxilamina foi considerada um composto intermediário da reação de redução do nitrito e a hidrazina como um composto intermediário da reação entre hidroxilamina e o íon amônio, conforme pode ser visualizado na Figura 4.

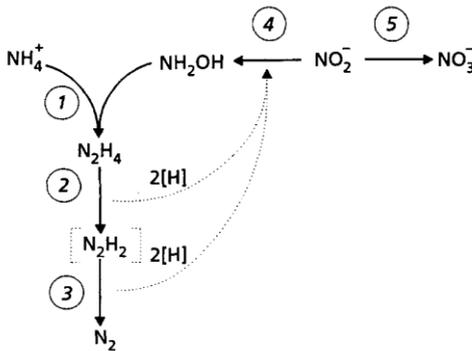
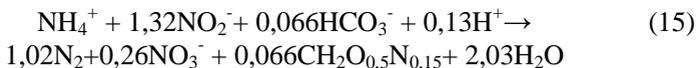


Figura 4 - Possível rota metabólica da oxidação anaeróbia do amônio. Onde: (1) Formação da hidrazina, (2, 3 e 4) formação da hidroxilamina e N_2 , (5) formação do nitrato.

Fonte: VAN DE GRAAF *et al.*, 1997.

Hidrazina é o composto formado pela oxidação do íon amônio com ajuda da hidrazina-hidrolase. A enzima hidrazina-hidrolase (HH) atravessa a membrana celular e promove a reação de oxidação do amônio para formar hidrazina. A enzima hidrazina-oxidase (HZO), que está situada na membrana celular, na parte do anammoxosoma, catalisa a reação da hidrazina a nitrogênio gasoso. Nesta reação os elétrons gerados são transferidos para a enzima nitrito-redutase e assim o ciclo continua (ZHU *et al.*, 2008).

Em termos de produção de biomassa, o processo ANAMMOX é descrito pela seguinte equação estequiométrica (STROUS *et al.*, 1998).



Esta estequiometria indica um crescimento autotrófico bastante limitado, o que permite prever processos com *start-up* bastante longos. A estequiometria propõe, assumindo células como $\text{CH}_2\text{O}_{0,5}\text{N}_{0,15}$ um fator de conversão de 0,11 gSSV/gN-NH₄⁺ consumido, ou seja um valor ainda menor que o observado para a oxidação do amônio a nitrato (SCHMIDELL; REGINATTO, 2007). Por outro lado, a vantagem de um lento crescimento é a pequena produção de lodo, uma vez que o tempo estimado de duplicação é de 11 dias. Desta forma, a utilização de reatores com um sistema eficiente de retenção de biomassa é fundamental para o enriquecimento da cultura (VAN DONGEN *et al.*, 2001; SCHMIDT *et al.*, 2002).

3.4.2.1 Estratégias para controle do processo ANAMMOX

O processo ANAMMOX exige um controle bastante rígido das condições operacionais do sistema uma vez que os microrganismos envolvidos apresentam grande sensibilidade a variáveis operacionais, tais como oxigênio dissolvido, temperatura, pH, concentração de substrato, presença de matéria orgânica, etc.

3.4.2.1.1 *Oxigênio dissolvido*

Considerando que o processo ANAMMOX ocorre em condições anóxicas, baixas concentrações de oxigênio no meio já podem interferir na sua eficiência. Quando a concentração de OD não for suficiente para provocar a inibição total do processo, poderá provocar a inibição parcial ou até mesmo provocar a competição entre bactérias aeróbias e anaeróbias oxidadoras de amônio diminuindo, assim, a remoção de nitrogênio pelo processo ANAMMOX (SCHEEREN *et al.*, 2011). Strouset *al.* (1997), demonstraram que a atividade das bactérias anamnox foi temporariamente inibida a concentrações de OD de 0,2 mg.L⁻¹ e que esta inibição pode ser reversível sob condições anóxicas. Com concentrações de OD entre 0,2-1,0 mg.L⁻¹, estas sofrem inibição completa. Sendo assim, o OD deve ser estritamente controlado, para evitar inibição do processo por oxigênio.

3.4.2.1.2 *Temperatura*

A temperatura é um importante fator para o crescimento e atividade metabólica celular. Normalmente, células crescem mais rapidamente a temperaturas maiores. Devido a velocidade de crescimento celular das bactérias anammox ser lenta, não houve nenhuma correlação exata entre sua velocidade de crescimento e a temperatura (ZHU *et al.*, 2008). Sua temperatura ótima se encontra na faixa de 30-40°C (STROUS *et al.*, 1999; DOSTA *et al.*, 2008). Em temperaturas maiores que 45°C, ocorre um decaimento irreversível na atividade (DOSTA *et al.*, 2008). Dosta *et al.* (2008), reportaram que o sistema ANAMMOX poderia ser operado com sucesso à 18°C, entretanto, o nitrito começou a acumular e a estabilidade do processo foi perdida a 15°C.

Em sistemas naturais, bactérias anammox tem alta capacidade de tolerância em temperaturas entre -2 e 85°C (GAO; TAO, 2011; RYSGAARD *et al.*, 2004; BYRNE *et al.*, 2009). Estes resultados proporcionam a possibilidade do processo ser aclimatado e então ser usado para tratar águas residuais em várias temperaturas (JIN *et al.*, 2012).

3.4.2.1.3 *pH*

A faixa de pH apropriada do processo varia dependendo do tipo de bactéria, mas geralmente o pH adequado se situa entre 7,7-8,3 com a velocidade de remoção máxima ocorrendo a pH 8,0 (STROUS *et al.*, 1997).

Baixo pH diminui a concentração de AL, mas aumenta a concentração de ANL (MOSQUERA-CORRAL *et al.*, 2005). As bactérias anammox são vulneráveis a inibição por ANL. Fernández *et al.* (2012) observaram um decaimento de 50% da Atividade Específica Anammox (AEA) na presença de 11 $\mu\text{gN-HNO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ no caso de biofilme e 30% da atividade na presença de 4,4 $\mu\text{gN-HNO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ em reator com biomassa em flocos.

3.4.2.1.4 *Concentração de substrato*

O amônio (o substrato para as anammox) e o nitrato (o produto) causam pequena inibição nas bactérias anammox quando suas concentrações são inferiores a 1000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (JETTEN *et al.*, 1999).

Entretanto, nitrito (o outro substrato) causa impacto a uma concentração de 100 mg.L⁻¹ (STROUS *et al.*, 1999).

Schierholt Neto (2007) trabalhou com um reator de fluxo ascendente com biomassa imobilizada, temperatura controlada em 35°C, concentração de OD inferior a 0,5 mg.L⁻¹ e observou início de inibição do processo ANAMMOX por nitrito a uma concentração de 140 mgN-NO₂⁻.L⁻¹.

Estudos sobre a AEA, realizados por Dapena-Mora *et al.* (2007) mostraram um decaimento de 50% da atividade quando concentrações de nitrogênio na forma de amônio e nitrito excederam 770 e 350 mg.L⁻¹, respectivamente.

As concentrações em que os compostos nitrogenados provocam inibição ou redução da eficiência do processo ANAMMOX variam de um estudo para outro em função da espécie de bactéria utilizada, da configuração do reator, das condições físicas oferecidas ao processo, como temperatura, oxigênio, movimento, dentre outros (CASAGRANDE, 2011a).

3.4.2.1.5 *Matéria orgânica*

A composição de águas residuárias a serem tratadas é muito complexa, e muitas destas, como águas residuárias de produção animal, mesmo após passar por pré-tratamentos para remoção de compostos orgânicos, ainda apresentam concentrações destes compostos, que podem vir a afetar o pós-tratamento, utilizando o processo ANAMMOX. Conhecer a inibição das bactérias anammox por matéria orgânica torna-se imprescindível para que se possa aplicar este processo no tratamento deste tipo de efluente contendo nitrogênio e matéria orgânica.

Bactérias com atividade anammox são muito sensíveis a álcoois, principalmente metanol. Concentrações de metanol tão baixas quanto 40 mg.L⁻¹ levam à inibição imediata, completa e irreversível do processo. Este aspecto deve ser levado em conta, devido ao metanol ser frequentemente usado para remover nitrato em pós-desnitrificação ou para compensar a redução do pH em reatores de nitrificação parcial (PAREDES *et al.*, 2007).

Concentrações de DQO em torno de 237 mg.L⁻¹, para efluente pós-digestato, e em torno de 290 mg.L⁻¹ para efluente oxidado parcialmente, afetaram negativamente o processo ANAMMOX e

facilitaram a proliferação de bactérias desnitrificantes heterotróficas (MOLINUEVO *et al.*, 2009). As bactérias anammox não são mais capazes de competir com as desnitrificantes heterotróficas à razão C:N de aproximadamente 1:1 (GÜVEN *et al.*, 2005).

Dapena-Mora *et al.* (2007) testaram a inibição da AEA utilizando acetato de sódio como fonte de matéria orgânica e observaram uma inibição de 50% da atividade com concentração de 35 mmol.L^{-1} (o que corresponde a 840 mg.L^{-1} de COT).

Niet *et al.* (2012) investigaram a performance de grânulos anammox sob diferentes cargas de matéria orgânica em reatores UASB alimentados com leite sem gordura como fonte de matéria orgânica. Neste estudo, observou-se que a adição de matéria orgânica teve efeito limitado sobre a remoção de nitrito pelo lodo granular anammox, mas afetou negativamente a remoção de amônio. Devido a reação do nitrato por desnitrificantes, a adição de pequenas concentrações de matéria orgânica favoreceu a remoção de nitrogênio total. Quando a razão DQO/N foi maior do que 0,4, microrganismos anammox não puderam competir com desnitrificantes, levando a redução do número de bactérias anammox e ao aumento da quantidade de bactérias desnitrificantes.

3.4.3 NITRIFICAÇÃO PARCIAL + ANAMMOX

A oxidação anaeróbica do amônio é caracterizada não somente pelo lento crescimento das bactérias mas também por sua interação com outras bactérias (PAREDES *et al.*, 2007).

A água residuária a ser tratada pelo processo ANAMMOX necessita de uma fonte de nitrito. Neste contexto, é necessário um processo anterior a este, para produção deste nitrito, conhecido como nitrificação parcial. Essa interação pode se dar de duas formas diferentes: em reatores em série, sendo um para nitrificação parcial e outro para o processo ANAMMOX, ou em um sistema de reator único, onde as condições de processo são rigorosamente controladas, de forma a proporcionar uma interação e o convívio concomitante entre bactérias nitrificantes e anammox, conhecido como processo de desamonificação.

3.4.3.1 Sistema de reatores em série

Este processo é conhecido também como SHARON-ANAMMOX. O processo ocorre em dois reatores em série, sendo o

primeiro para nitrificação parcial e o segundo para o processo ANAMMOX.

Na primeira etapa, a nitrificação total deve ser evitada e o efluente deve conter 50% de amônio e 50% de nitrito (PAREDES *et al.*, 2007). A Figura 5 apresenta um esquema deste processo.

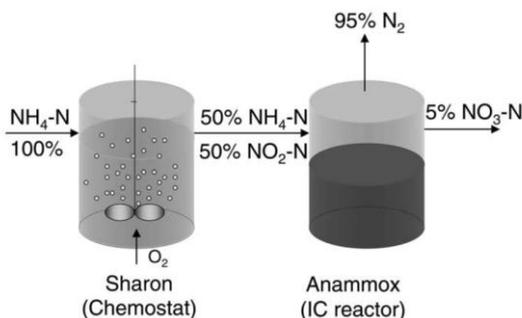


Figura 5 - Esquema representando o processo combinado de nitrificação parcial-ANAMMOX para remoção de amônio de águas residuárias.

Fonte: JETTEN *et al.*, 2002.

Para alcançar a nitrificação parcial diferentes estratégias são usadas a fim de favorecer a proliferação de BOA sobre BON (item 3.4.1.1).

Geralmente, o processo de nitrificação parcial é alcançado em um reator de tanque agitado, com condições únicas de operação: sem retenção de lodo, cerca de um dia de TRH, 30-40°C de temperatura e pH na faixa de 6,6-7,0 (AHN, 2006).

Na segunda etapa, devem ser consideradas variáveis que possam interferir na eficiência ou inibir o processo ANAMMOX (item 3.4.2.1).

Este processo não requer carbono orgânico (DQO), produz menos lodo e usa somente 40% da energia requerida para aeração, comparado ao processo convencional de remoção de nitrogênio (HAO *et al.*, 2002).

3.4.3.2 Sistema de reator único: desamonificação

A combinação dos processos de nitrificação parcial e ANAMMOX pode ser conduzida em um único reator e tem recebido diferentes nomes: desamonificação, OLAND (do inglês, *Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification*) ou CANON (do

inglês *Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite*) (VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009).

De acordo com Ahn (2006), neste processo, essas duas reações sequenciais ocorrem em um reator único e aerado, implicando que dois grupos de bactérias (*Nitrosomonas* como microrganismos aeróbios e *Planctomycete* como anaeróbios) cooperam ao longo do processo. As BOA oxidam amônia a nitrito, consomem oxigênio e então criam as condições anóxicas que o processo ANAMMOX necessita.

A Figura 6 apresenta um esquema simplificado do processo de desamonificação.

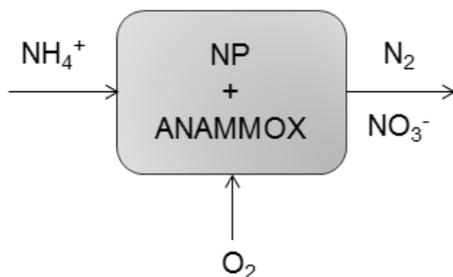


Figura 6 - Esquema representando o processo de desamonificação para remoção de amônio de águas residuárias.

Segundo Hao *et al.* (2002), a remoção de amônio em um reator, com nitrificação parcial e ANAMMOX combinado, em um sistema de biofilme, parece competitivo em relação ao custo de investimento (engenharia, construção e materiais). A remoção de nitrogênio em um único reator pode ser alcançada com muito menos aeração, reduzindo espaço e energia requerida. O processo autotrófico consome 63% menos oxigênio que o sistema de remoção de nitrogênio tradicional (THIRD *et al.*, 2001).

A estequiometria do processo é mostrada na Equação 16 (SLIEKERS *et al.*, 2002):



Durante o processo, o acúmulo de nitrito é o ponto chave, e a subsequente oxidação do nitrito a nitrato por BON deve ser evitada. Conseqüentemente, algumas estratégias de controle de processo são necessárias para acumular o nitrito necessário e prevenir a produção de

nitrito (LIU *et al.*, 2008). Devido ao nitrito ser, além de substrato, um agente inibidor para o processo ANAMMOX (item 3.4.2.1.4), sua produção deve ser rigorosamente controlada, para isso são usadas diferentes estratégias de aeração, e diferentes configurações de reatores, a fim de controlar a transferência de oxigênio no meio reacional.

A obtenção de condições microaeróbias para o processo de desamonificação pode ser alcançada em diferentes tipos de sistemas como Reator de Batelada Sequencial (RBS), gás-lift (AHN, 2006) e reator de fluxo de ar pulsante (VÁZQUEZ-PADIN *et al.*, 2009). O uso de reator de fluxo de ar pulsante pode ser vantajoso comparado ao modo contínuo devido a redução dos custos de aeração e melhor controle da baixa concentração de oxigênio dissolvido requerida (VÁZQUEZ-PADIN *et al.*, 2009).

Zubrowska-Sudolet *et al.* (2011) analisaram a influência do oxigênio dissolvido e de diferentes ciclos de aeração intermitente na eficiência do processo de desamonificação. Para isto, realizaram testes em batelada, para diferentes concentrações de OD (2, 3, 4 mg.L⁻¹) e diferentes razões de tempo de aeração e não aeração. Foram testados ciclos de aeração com duração de 60 minutos, variando-se as relações entre as fases aeróbia e anóxica. As relações testadas foram: ciclo com aeração contínua, ciclo com 40 minutos do tempo aerando e 20 sem aerar, com 30 minutos aerando e 30 minutos sem aerar e com 20 minutos aerando e 40 minutos sem aerar. Para cada uma destas relações, testaram-se as diferentes concentrações de OD. Ao término do experimento, observou-se que a concentração de OD juntamente com a relação de aeração, são variáveis cruciais na eficiência do processo. A maior eficiência de remoção de nitrogênio alcançada, de 69,5%, ocorreu para o ciclo de aeração 40 minutos aerando e 20 minutos sem aerar e concentração de OD de 4 mg.L⁻¹, o que equivale a 75% de economia de energia comparado ao processo de aeração contínuo.

Figuerola *et al.* (2012) avaliaram a aplicação do processo de desamonificação como pós-tratamento para remover nitrogênio de efluente suínico a temperaturas baixas (18-24°C), em um reator de batelada sequencial, com ar pulsado. O reator tratou uma carga de nitrogênio de 0,46 kgN.m⁻³.d⁻¹ e mostrou boa resistência as variações de concentração de matéria orgânica (260 ± 74 mgDQO.L⁻¹) e nitrogênio (230 ± 50 mgN.L⁻¹), atingindo uma eficiência de remoção de amônia e de nitrogênio total de 78% e 75%, respectivamente. A comparação do processo aeróbio e outros pós-tratamentos para efluentes oriundos de

biodigestores anaeróbios mostrou que esta tecnologia é promissora, desde que compostos como antibióticos, altas concentrações de matéria orgânica ou coagulantes sejam evitados.

Alguns estudos avaliando o tratamento de efluentes pelo processo de nitrificação parcial e ANAMMOX combinados, contendo matéria orgânica, observaram um efeito prejudicial da matéria orgânica sobre o desempenho das bactérias anammox (MOLINUEVO *et al.*, 2009). Chamchoi *et al.* (2008) observaram que a entrada de razões de DQO/N acima de 2,0 gDQO/gN causaram uma falha no sistema, e atribuíram isto ao crescimento excessivo de microrganismos heterotróficos desnitrificantes, os quais competem com as bactérias anammox pelo substrato nitrito. Mosquera-Corralet *et al.* operaram um sistema SHARON, alimentado com acetato de sódio e amônio, e verificaram que uma alimentação na razão de DQO/N de 0,6 gDQO/gN causou uma diminuição na atividade nitrificante.

Quando o sistema de desamonificação é operado em condições microaeróbias, espera-se que a entrada de matéria orgânica seja consumida por microrganismos aeróbios, causando condições anóxicas, e conseqüentemente minimizando os efeitos negativos sobre o processo ANAMMOX. No entanto, esta atividade implica na diminuição de OD, e como consequência pode ser estabelecida uma competição entre microrganismos heterotróficos e BOA (HAO; VAN LOOSDRECHT, 2004).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

Para estabelecer o processo de desamonificação, inoculou-se o reator com biomassa proveniente de dois reatores operados em escala de laboratório com seus processos estabelecidos e em condição de estabilidade: um nitrificante e outro ANAMMOX.

A concentração celular de cada biomassa foi determinada a partir da relação entre as velocidades específicas de consumo de nitrogênio da biomassa nitrificante e da biomassa anammox, obtida através de ensaios cinéticos, de forma a encontrar um equilíbrio entre estes consórcios microbianos.

4.1.1 Inóculo nitrificante

Utilizou-se como inóculo biomassa nitrificante proveniente de um reator RBS aerado, com volume útil de 3,5 L, para cultivo de biomassa, trabalhando sob um sistema de aeração intermitente com ciclos de 15 minutos de aeração e 45 minutos não aerados (PRÁ, 2013), localizado no Laboratório de Experimentação da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC.

Para determinar a concentração de biomassa a ser utilizada para inocular o reator de desamonificação, realizou-se um ensaio cinético de consumo de substrato, a fim de verificar a atividade da biomassa utilizada, conforme descrito no item 4.1.1.1.

4.1.1.1 Ensaio cinético de nitrificação

O ensaio cinético foi realizado utilizando-se como reator um cone Imhoff de acrílico com volume útil de 1 L, operando em batelada. Utilizou-se como fonte de nitrogênio amoniacal, NH_4Cl , a uma concentração de substrato inicial de $100 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. A composição do meio de cultura utilizado durante o experimento é apresentada na Tabela 2. A temperatura do processo foi mantida constante em 25°C , através de um banho termostatizado, aquecido por um aquecedor para aquário (Atman 200 Electronic Heater) e a água do banho recirculada por uma motobomba submersa (Sarlobetter Bomba 520) e a vazão de ar foi controlada através de um compressor de ar para aquário 2,5 W (A230,

Big Air) acoplado a um controlador de vazão (Gilmont, GF-9260) e a difusores de pedra porosa submersos a $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ de forma a não tornar o oxigênio dissolvido um fator limitante na nitrificação.

Tabela 2 - Composição do meio de cultura para a biomassa nitrificante.

Nutriente	Concentração ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
NH_4Cl	229,1 – 1145,7
K_2HPO_4	100
NaHCO_3	582,2 – 2911,4
Na_2CO_3	78,2 – 391,1
$\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	60
$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	8
$\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	8
Solução de elementos traço	$0,1\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$
Solução de elementos traço	Concentração ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
ZnSO_4	1247
MnSO_4	1149
$\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	44
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3\cdot 14\text{H}_2\text{O}$	201
$\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	129
$\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	30
KCl	100
EDTA	975

Fonte: adaptado de MAGRÍ *et al.*, 2012.

O ensaio foi realizado durante 2 horas. Coletou-se 10 mL de amostra a cada 30 minutos.

Fez-se acompanhamento do pH, OD, temperatura, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e alcalinidade e ao término do experimento, fez-se análise de sólidos suspensos voláteis, para determinação da concentração celular. Como o tempo de ensaio foi relativamente curto, considerou-se nulo o crescimento celular.

4.1.2 Inóculo Anammox

Utilizou-se como inóculo biomassa anammox proveniente de um reator granular de fluxo ascendente, em escala de bancada, com volume útil 3,2 L, operado a um TRH de aproximadamente 3 horas, para cultivo de biomassa, com atividade ANAMMOX estável, localizado no Laboratório de Experimentação da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC.

Da mesma forma que para o inóculo nitrificante, para determinar a concentração de biomassa anammox a ser utilizada para inocular o reator de desamonificação, realizou-se um ensaio cinético de consumo de substrato, a fim de verificar a atividade da biomassa utilizada.

4.1.2.1 Ensaio cinético ANAMMOX

O ensaio cinético foi realizado também em um cone Imhoff de acrílico, com volume útil de 1L, operado em batelada. A entrada e saída do reator foram conectadas, formando uma linha de recirculação, com vazão de $3,5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, a fim de manter o reator homogêneo e otimizar a transferência de massa, uma vez que neste caso não havia aeração para promover a agitação.

Utilizou-se como fontes de substrato, nitrogênio amoniacal na forma de NH_4Cl e nitrito na forma de NaNO_2 , totalizando uma concentração inicial de nitrogênio de $200 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$, 50% na forma de N-NH_4^+ e 50% na forma de N-NO_2^- . A composição do meio de cultura utilizado durante o experimento é apresentada na Tabela 3. A temperatura do processo foi mantida constante em 25°C , através de um banho termostático, aquecido por um aquecedor para aquário (Atman 200 Eletronic Heater) e a água do banho recirculada por uma motobomba submersa (Sarlobetter Bomba 520);

Tabela 3 - Composição do meio de cultura para a biomassa anammox.

Nutriente	Concentração (mg.L ⁻¹)
CaCl ₂ .2H ₂ O	143
NaHCO ₃	420
KH ₂ PO ₄	27
FeSO ₄ .7H ₂ O	9
EDTA	5
MgSO ₄ .7H ₂ O	240
NH ₄ Cl	381,8
NaNO ₂	492,9
Solução de microelementos	0,3 mL.L ⁻¹
Solução de microelementos	Concentração (mg.L ⁻¹)
ZnSO ₄	1247
MnSO ₄	1149
CuSO ₄ .5H ₂ O	44
Al ₂ (SO ₄) ₃ .14H ₂ O	201
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	129
CoCl ₂ .6H ₂ O	30
KCl	100
EDTA	975

Fonte: adaptado de VANOTTI, 2004.

O ensaio foi realizado durante 6 horas. Coletou-se 8mL de amostra a cada 30 minutos.

Fez-se acompanhamento do pH, OD, temperatura, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato e ao término do experimento, fez-se análise de SSV, para determinação da concentração celular. Da mesma forma como o ensaio cinético nitrificante, considerou-se nulo o crescimento celular durante o período do ensaio.

4.1.3 Razão entreinóculos

Para determinar a razão entreinóculos ideal, partiu-se da hipótese que, para obter o equilíbrio entre o consumo de substrato de ambas as bactérias, suas velocidades de consumo de nitrogênio devem ser iguais.

A razão entre as concentrações de biomassa anammox e nitrificantes foi determinada através de suas respectivas velocidades específicas de consumo de nitrogênio, obtidas nos ensaios cinéticos de atividade descritos nos itens 4.1.1.1 e 4.1.2.1, conforme as seguintes equações:

$$X_{\text{nitrif.}} \cdot \mu_{\text{N-nitrif.}} = X_{\text{anammox}} \cdot \mu_{\text{N-anammox}} \quad (17)$$

$$\frac{X_{\text{nitrif.}}}{X_{\text{anammox}}} = \frac{\mu_{\text{N-anammox}}}{\mu_{\text{N-nitrif.}}} \quad (18)$$

$$\text{Razão entre inóculos} = \frac{\mu_{\text{N-anammox}}}{\mu_{\text{N-nitrif.}}} \quad (19)$$

Onde:

$X_{\text{nitrif.}}$ = concentração celular nitrificante (gSSV.L^{-1});

X_{anammox} = concentração celular anammox (gSSV.L^{-1});

$\mu_{\text{N-nitrif.}}$ = velocidade específica de consumo de nitrogênio pelas bactérias nitrificantes ($\text{mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

$\mu_{\text{N-anammox}}$ = velocidade específica de consumo de nitrogênio pelas bactérias anammox ($\text{mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

A concentração de biomassa nitrificante a ser inoculada foi calculada mantendo-se a concentração de biomassa anammox constante e relacionando as velocidades específicas de consumo de nitrogênio, como descrito na Equação 20.

$$X_{\text{nitrif.}} = \frac{X_{\text{anammox}} \cdot \mu_{\text{N-anammox}}}{\mu_{\text{N-nitrif.}}} \quad (20)$$

4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema era composto por um reator de leito móvel com fluxo ascendente, construído a partir de um cone Imhoff de acrílico, com volume útil de 1,2 L, um banho termostatizado e um sedimentador para reciclo de biomassa, também feito a partir de cone Imhoff, com volume útil de 1L, operando com alimentação e aeração intermitente. Foi utilizado 30% v/v de meio suporte do tipo *Kaldnes* com a finalidade de formar biofilme e proteger a biomassa da tensão de cisalhamento causada pela fluidização durante a aeração e reduzir a perda de biomassa do reator.

O banho termostatizado era aquecido por um aquecedor para aquário (Atman 200 Eletronic Heater) e a água do banho recirculada por

uma motobomba submersa (Sarlobetter Bomba 520). O reator era mantido sob alimentação e aeração intermitente. A aeração era controlada através de um compressor de ar para aquário 2,5 W (A230, Big Air) acoplado a um controlador de vazão (Gilmont, GF-9260) e a difusor de pedra porosa submerso. A vazão de ar foi regulada de forma a manter o OD do meio menor que $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e variou de $8,3 \times 10^{-3} \text{ L.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ a $83,3 \times 10^{-3} \text{ L.L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$. O sistema de aeração e alimentação intermitente foi controlado por um Controlador Lógico Programável, CLP (Dexter, modelo μDX série 100), regido pelo software de programação gráfica PG v6.8 da Dexter.

As vazões de alimentação e o reciclo de biomassa foram controlados por bombas peristálticas (Cole-Parmer Master Flex HV-07553-70).

A Figura 7 apresenta uma imagem do sistema experimental.

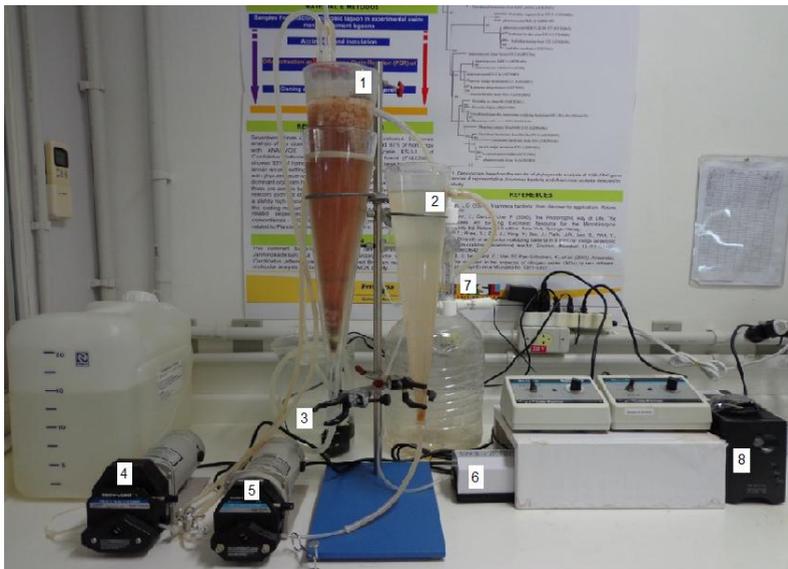


Figura 7 – Sistema experimental.

Onde: (1) reator com banho de aquecimento, (2) decantador, (3) banho termostático, (4) bomba de alimentação, (5) bomba de reciclo, (6) compressor de ar, (7) controlador de vazão, (8) CLP.

4.3 MEIO DE CULTURA

O reator foi alimentado com meio de cultura sintético, composto por nitrogênio amoniacal, na forma de NH_4Cl , nutrientes e microelementos, de mesma composição apresentada na Tabela 2. Este foi preparado semanalmente.

4.4 VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO

A vazão de alimentação foi calculada através da Equação 21, para uma carga de nitrogênio aplicada definida.

$$Q = \frac{q \times V}{S} \quad (21)$$

Onde:

Q = Vazão ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$);

q = Carga ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);

V = Volume útil do reator (L);

S = Concentração de nitrogênio na alimentação ($\text{gN} \cdot \text{L}^{-1}$).

4.5 OPERAÇÃO DOS REATORES BIOLÓGICOS

Inicialmente, o reator foi operado em condições que não levaram ao sucesso do estabelecimento do processo de desamonificação. A esta primeira condição operacional denominou-se Reator A. Na sequência, o reator foi reinoculado sob condições operacionais diferentes. Nesta segunda vez, denominou-se Reator B.

4.5.1 Reator A

O reator foi inoculado com uma razão de inóculo de 0,03, determinada através dos ensaios cinéticos e da Equação 19. A concentração celular do reator de desamonificação ao ser posto em marcha foi $1,2 \text{gSSV} \cdot \text{L}^{-1}$.

Durante o período experimental, a temperatura foi controlada em $25^\circ\text{C} \pm 1$. O pH não foi ajustado e se manteve entre 8,15 e 8,52. A alimentação foi realizada com meio de cultura sintético, conforme item 4.3. A concentração de nitrogênio alimentado, na forma de NH_4Cl , foi de $300 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e a carga de nitrogênio aplicada foi de $0,7 \text{gN}$ -

$\text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Os ciclos de alimentação e aeração intermitentes tinham duração de 30 minutos, sendo 22 minutos alimentando e aerando e 8 minutos sem alimentação e em fase anóxica, conforme ilustrado na Figura 8. Estes tempos de aeração e alimentação foram definidos por Prá (2013).



Figura 8 – Ciclo de aeração e alimentação do Reator A.

As vazões de alimentação e o reciclo de biomassa foram $2,8 \text{L} \cdot \text{d}^{-1}$ e $7 \text{L} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. A vazão de alimentação foi calculada de acordo com a carga de amônio aplicada (Equação 21) e a vazão de reciclo foi definida como sendo 2,5 vezes a vazão de alimentação.

O Reator A operou durante 34 dias. As condições operacionais não foram favoráveis e o processo de desamonificação não foi estabelecido.

4.5.2 Reator B

Antes de reinocular o reator, enriqueceu-se o inóculo anammox durante um período de 10 dias, de acordo com Casagrande (2011b). Então, realizaram-se os mesmos testes cinéticos de consumo de substrato para os inóculos nitrificante e anammox. Conforme descrito nos itens 4.1.1.1 e 4.1.2.1.

O sistema experimental foi o mesmo do Reator A, conforme apresentado na Figura 6.

O reator foi inoculado numa razão de inóculo de 0,07, determinada através dos ensaios cinéticos e da Equação 19. A concentração celular do reator de desamonificação ao ser posto em marcha foi $1,5 \text{gSSV} \cdot \text{L}^{-1}$.

Durante o período experimental, a temperatura foi controlada em $25^\circ\text{C} \pm 3$. O pH não foi ajustado e se manteve entre 7,67 e 8,24. A alimentação foi realizada com meio de cultura sintético, conforme item 4.3. A concentração de nitrogênio alimentado, na forma de NH_4Cl , foi de $200 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e a carga de nitrogênio aplicada foi de $0,4 \text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Trabalhou-se com um ciclo de alimentação e aeração de 30 minutos, sendo 8 minutos ligados e aerando e 22 minutos desligados e

em fase anóxica, conforme ilustrado na Figura 9. Este ciclo foi definido através de testes em batelada, conforme será descrito no item 4.7.1.



Figura 9 – Ciclo de aeração e alimentação do Reator B.

As vazões de alimentação e o reciclo de biomassa foram $2,4 \text{ L.d}^{-1}$ e 6 L.d^{-1} , respectivamente. A vazão de alimentação foi calculada de acordo com a carga de amônio aplicada (Equação 21) e a vazão de reciclo foi definida como sendo 2,5 vezes a vazão de alimentação.

4.6 ACOMPANHAMENTO DO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO

Para acompanhar o desenvolvimento do processo de desamonificação nos reatores, foram realizadas análises de nitrogênio na forma de íon amônio, nitrito e nitrato e de alcalinidade, diariamente.

Também foram monitorados diariamente temperatura, pH e concentração de OD na fase aeróbia e anóxica.

4.7 TESTES DE ESTRATÉGIAS DE AERAÇÃO

4.7.1 Definição do ciclo de aeração do processo

Como as condições operacionais do Reator A não se apresentaram favoráveis, antes de inocular o Reator B, testou-se dois ciclos de aeração diferentes, com a finalidade de investigar qual a melhor condição para adaptação e equilíbrio do consórcio de microrganismos.

Nos testes, variou-se o tempo de aeração e a fase anóxica, dentro dos 30 minutos de cada ciclo. Testou-se os ciclos de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica (Ciclo 1) e de 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica (Ciclo 2). A Figura 10 apresenta um esquema dos ciclos de aeração testados.

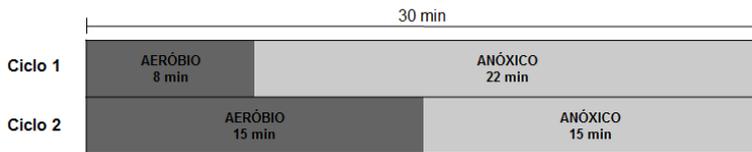


Figura 10 - Esquema representando os ciclos de aeração testados antes da partida.

Realizaram-se ensaios cinéticos, em batelada, para o Ciclo 1 e também para o Ciclo 2. Estes ensaios foram realizados utilizando-se um cone Imhoff, com volume útil de 1L, como meio reacional. A vazão de ar utilizada foi de $30 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. A temperatura do processo foi mantida constante, em 25°C , sendo o mesmo sistema experimental do item 4.1.1.1. O meio de cultura utilizado está apresentado na Tabela 2.

Os testes tiveram duração de 6 horas. Nas 3 primeiras horas, coletou-se 5 mL de amostra no final de cada fase dos ciclos (aeróbia/anóxica), e após, as coletas foram realizadas no final de cada ciclo, a cada 30 minutos.

4.7.2 Avaliação dos ciclos de aeração para o processo em estado estacionário

Após o processo de desamonificação ser estabelecido e entrar em estado estacionário, aos 70 dias de operação, repetiram-se os testes de aeração.

Desta vez, avaliaram-se três diferentes ciclos: 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica (Ciclo 1); 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica (Ciclo 2); e, 22 minutos aerando e 8 minutos em fase anóxica (Ciclo 3). A Figura 11 apresenta um esquema dos ciclos de aeração testados.

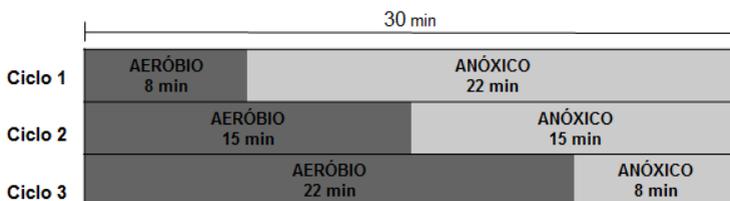


Figura 11 - Esquema representando os ciclos de aeração testados para o processo estável.

Para cada ciclo, realizou-se ensaio cinético, em batelada, dentro do Reator B, utilizando-se o mesmo meio de cultura da alimentação do processo, descrito na Tabela 2.

Os testes tiveram duração de 6 horas. Nas 3 primeiras horas, coletou-se 5 mL de amostra no final de cada fase dos ciclos (aeróbia/anóxica), e após, as coletas foram realizadas no final de cada ciclo, a cada 30 minutos. A vazão de ar utilizada foi de 30 mL.min⁻¹. A temperatura do processo foi mantida constante, em 25°C.

4.8 TESTE DA INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA

A maioria dos efluentes, mesmo após passarem por pré-tratamentos visando a remoção de matéria orgânica, ainda apresentam certa concentração desta durante o processo de remoção de nutrientes. Com a finalidade de aplicar o processo de desamonificação no tratamento de efluentes suínicos, estudou-se a influência da matéria orgânica e de diferentes razões C/N no equilíbrio dos microrganismos envolvidos no processo.

Testaram-se as seguintes relações C/N: 0 mgCOT.mgN⁻¹, 0,3 mgCOT.mgN⁻¹, 2mgCOT.mgN⁻¹, 3,5 mgCOT.mgN⁻¹, 4,5 mgCOT.mgN⁻¹ e 5 mgCOT.mgN⁻¹.

Os testes foram realizados em batelada, no Reator B. Utilizou-se efluente sintético, de mesma composição apresentada anteriormente, na Tabela 2, com adição de acetado de sódio como fonte de carbono orgânico. O ciclo de aeração utilizado foi o de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica (Ciclo1), correspondente ao ciclo trabalhado durante o desenvolvimento do trabalho. A vazão de ar durante os testes foi a mesma que o processo estava operando, 35 mL.min⁻¹. A temperatura do processo foi mantida constante, em 25°C.

Para cada relação C/N testada, manteve-se constante a concentração inicial de amônio, na forma de NH₄Cl, em 200 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ (condição de operação do reator), variando-se apenas a concentração de carbono orgânico.

Os testes tiveram duração de 8 horas. Coletou-se 5mL de amostra a cada 30 minutos.

4.9 ACOMPANHAMENTO DAS VELOCIDADES DAS BACTÉRIAS ANAMMOX

Durante o período de operação do reator, realizaram-se testes, para verificar a capacidade de conversão de nitrogênio das bactérias anammox, através do acompanhamento das suas velocidades de consumo de N-NH_4^+ e N-NO_2^- e produção de N-NO_3^- . Estes testes foram realizados no 8º dia de operação, 97º dia de operação (antes de iniciar os testes com carbono orgânico) e 112º dia de operação (após os testes com carbono orgânico).

Os ensaios cinéticos foram realizados no Reator B, operado em batelada, em condições anóxicas. Utilizou-se o meio de cultura apresentado na Tabela 3 e tiveram duração de 6 horas. A temperatura do processo foi mantida constante, em 25°C.

Coletou-se 5mL de amostra a cada 30 minutos.

4.10 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

4.10.1 Nitrogênio amoniacal

Para determinação da concentração de nitrogênio amoniacal utilizou-se o método de Nessler (VOGEL, 1981). Neste método, a amônia é detectada colorimetricamente monitorando-se a formação de um precipitado de cor amarelo-pardacenta a partir da reação com o tetraiodomercurato do reagente de Nessler (solução alcalina de $\text{K}_2(\text{HgI}_4)$). Este precipitado encontra-se sob a forma coloidal logo após a sua formação, quando deve ser quantificado no espectrofotômetro a 525 nm, em seguida flocula e sedimenta.

4.10.2 Nitrito e Nitrato

Na determinação de nitrito optou-se por utilizar o método colorimétrico em um sistema de análise por injeção em fluxo conforme APHA (2012), modificado segundo Schierholt Neto *et al.* (2006).

Foi utilizado um Sistema Multicanal FIALab – 2500. Cabos de fibra ótica SMA 200 mm, que ligam a célula de reação ao espectrofotômetro (Ocean-optics S2000 – escala ótica de 200 a 850 nm). Lâmpada de halogênio de quartzo. Carreador: água destilada. Reagente de cor: Sulfanilamida, Ácido Ortofosfórico e N-1-naftiletilenodiamina dihidracloroeto, sendo todo reagente grau P.A. O comprimento de onda utilizado na leitura do nitritofoi 540 nm.

Para a análise de nitrato, foi utilizado uma coluna com aproximadamente 5 g de cádmio, como catalisador para promover a redução do nitrato a nitrito e uma solução de Cloreto de Amônio e EDTA Sal Dissódico como reagente tampão, segundo procedimento descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

4.10.3 Alcalinidade

Para determinação de alcalinidade, utilizou-se o método titulométrico (APHA, 2012). Este método é aplicável à determinação da presença de carbonato e bicarbonatos em efluentes de sistemas de tratamentos de resíduos e água em geral.

Utilizou-se potenciômetro TECNAL Tec-3MP; um titulador semi-automático TITRONIC T-200. Para a análise, se faz necessário preparar as seguintes soluções: solução padrão de H_2SO_4 0,005 mol.L⁻¹, onde o valor de alcalinidade foi obtido segundo a Equação 22.

$$mgCaCO_3.L^{-1} = \frac{M.A.100000}{V} \quad (22)$$

Onde:

M = molaridade do ácido padronizado (mol.L⁻¹)

A = volume de ácido padronizado (mL)

V = volume de amostra (mL)

4.10.4 Carbono Orgânico Totale Carbono Inorgânico

Analisado com o princípio da queima a 950°C e medido CO₂ por detector NDIR por infravermelho pelo equipamento de análise elementar Multi Elementar Analytic® Multi C/N 2100 marca AnalytikJena equipado.

4.10.5 Demanda Química de Oxigênio

A análise de DQO foi realizada segundo procedimento descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). O procedimento baseia-se na digestão ácida de uma amostra, na presença de dicromato de potássio em sistema de refluxo fechado, realizada em um digestor a

150°C por duas horas, sendo efetuada a leitura da absorvância em espectrofotômetro a 600nm após o resfriamento da amostra.

4.10.6 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis

As análises da série de sólidos foram realizadas segundo procedimento descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). As amostras foram filtradas em filtro 0,45 µm sob cadinho de Gooch, secas em estufa a 105°C por uma hora (SST) e calcinadas em mufla a 550°C por 30 minutos (SSF). Os SSV foram determinados pelo cálculo da diferença entre os SST e SSF.

A adesão de bactérias no meio suporte, para determinação de sólidos suspensos totais e voláteis no reator de desamonificação, foi desprezível.

4.10.7 pH e Oxigênio Dissolvido

As determinações de pH foram realizadas com potenciômetro da marca HANNA Instrumentos, modelo HI 8424, com eletrodo de pH e calibrado segundo os procedimentos descritos pelo Standard Methods (APHA, 2012), com soluções tampão de pH 7,0 e 4,0 da marca Merk. As determinações de oxigênio dissolvido foram realizadas com medidor de oxigênio dissolvido, da marca YSI modelo 55 *Dissolved Oxygen*.

4.11 RELAÇÃO COT vs DQO E CI vs ALCALINIDADE TOTAL

Com o objetivo de otimizar as análises e reduzir custos, construiu-se uma relação entre COT e DQO e entre CI e Alcalinidade total.

Os dados experimentais foram plotados em gráficos de dispersão, entre COT vs DQO e CI vs Alcalinidade total. Um modelo matemático foi encontrado, por regressão linear dos pontos experimentais, representando estas duas relações.

O uso desta relação se justifica pelo fato de as análises de COT e CI serem realizadas pelo mesmo equipamento simultaneamente, minimizando a geração de resíduos e economizando tempo na execução das análises, além de oferecer uma ferramenta de comparação dos resultados encontrados no experimento (BORTOLI, 2010).

Preparou-se meios de cultura, de acordo com a Tabela 2, com concentrações conhecidas de carbono inorgânico na forma de carbonato e bicarbonato e fez-se análise de CI e de Alcalinidade total.

Através da regressão linear dos pontos experimentais, apresentada no Apêndice C deste trabalho, chegou-se a um modelo empírico, para o meio de cultura utilizado neste experimento, que relaciona CI e Alcalinidade total, proposto na Equação 23.

$$\text{Alcalinidade total (mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}) = 4,1829 \times \text{CI} + 3,7191 \quad (23)$$

Posteriormente, estudou-se a relação entre COT e DQO, adicionando-se concentrações variadas de acetato de sódio ao meio de cultura da Tabela 2, na concentração de amônio de 200 mgN-NH₄⁺.L⁻¹. Os resultados obtidos neste experimento são apresentados no Apêndice C deste trabalho.

Através da regressão linear dos pontos experimentais, chegou-se também a um modelo empírico, para o meio de cultura utilizado no teste da influência da matéria orgânica, que relaciona COT e DQO, proposto na Equação 24.

$$\text{DQO (mgO}_2\text{.L}^{-1}) = 2,0451 \times \text{COT} + 21,728 \quad (24)$$

4.12 QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS POR REAÇÃO EM CADEIA DA POLIMERASE (qPCR)

A quantificação da biomassa nitrificante (*amoA*), biomassa desnitrificante (*NirS*) e biomassa anammox (*hzo*) foi realizada pelo método de PCR quantitativo (qPCR) utilizando o equipamento Rotor Gene 6000 (CorbettResearch, NSW, Australia).

4.12.1 Curvas padrão para detecção dos genes *NirS*, *amoA* e *hzo*

O número de células foi estimado de acordo com as curvas padrão previamente preparada em concentrações decimais seriais de cópias de DNA. Para quantificação de bactérias totais no reator, a curva padrão foi gerada pela transformação de células de *Escherichia coli* DH5 α com o plasmídeo pCR.2.1-TOPO (Invitrogen), contendo uma sequência do gene 16S rDNA. Para quantificação dos genes catabólicos específicos para as reações de amônia monooxigenase (*amoA*), nitrito

redutase (*NirS*) e hidrazina oxidase (*hzo*), uma curva padrão foi construída para cada amplicon purificado. Para clonagem, fragmentos alvo de DNA foram amplificados e inseridos no vetor pCR® 2.1-TOPO® (Invitrogen, USA) e transformados em células competentes de *DH5aE. coli* (SAMBROOK e RUSSEL2001). Os clones foram inoculados e incubados em caldo Luria-Bertani contendo ampicilina (100 mg mL⁻¹). O DNA plasmidial foi extraído utilizando o método de lise alcalina (SAMBROOK e RUSSEL, 2001). A presença de insertos no DNA plasmidial foi confirmada por meio de eletroforese em gel após PCR convencional.

4.12.2 Quantificação dos genes *NirS*, *amoA* e *hzo*

Amostras da biomassa do reator foram coletadas e submetidas a extração de DNA total utilizando o kit comercial UltraClean Microbial DNA Isolation (MOBIO). Após o processo de extração, o DNA obtido foi submetido a reação de qPCR para quantificação de bactérias totais, bactérias nitrificantes e bactérias *anammox*, para a qual foi utilizado o kit comercial SYBR Green mix/ROX (Ludwig Biotec). Este kit contém a maioria dos reativos necessários para que a PCR ocorra (dNTPs, enzima Taq DNA Polimerase, condições salinas adequadas), sendo adicionados os iniciadores (Tabela 4) e o material genético a ser avaliado.

Tabela 4–Genes detectados e sua sequência específica.

Genes	Sequência (5' – 3')	Referência
<i>NirSF</i>	TACCACCC(C/G)GA(A/G)CCGCGCGT	Braker et al.,
<i>NirSR</i>	GCCGCCGTC(A/G)TG(A/C/G)AGGAA	1998
<i>amoAF</i>	GGGGTTTCTACTGGTGGT	Rotthauwe <i>et al.</i> ,
<i>amoAR</i>	CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC	1997
<i>HzoF</i>	TGYAAGACYTG YCA Y TGG	Schmidet <i>al.</i> ,
<i>HzoR</i>	ACTCCAGATRTGCTGACC	2008

Os ensaios de qPCR foram realizados em duplicatas, sempre contendo controles negativos e positivos das reações. Todas as reações continham 12,5 µL de mastermix SYBR Green, 0,5µM de cada iniciador, 10µL de DNA total, e água ultrapura para completar um volume final de 25 µL. As reações foram acomodadas no equipamento Rotor Gene 6000 (BIORAD) e submetidas a termo ciclagem de: *NirS* e *amoA*, 94°C por 5 min, 40 ciclos de 94°C por 60s, 60°C por 90s, 72°C

por 90s e *hzo*, 95°C por 5 min, 40 ciclos de 95°C por 15s, 53°C por 15s, 72°C por 60s. A especificidade de cada reação foi confirmada pela análise da curva de melting. Todas as reações foram realizadas em duplicata.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 REATOR A

5.1.1 Ensaio Cinético nitrificante

A Figura 12 apresenta o gráfico de acompanhamento das formas nitrogenadas durante a realização do ensaio cinético para a biomassa nitrificante.

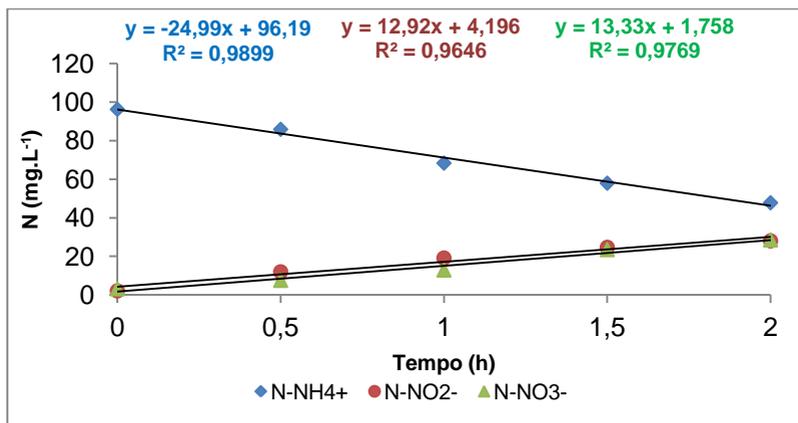


Figura 12 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético nitrificante.

Através da Figura 12, pode-se observar que a biomassa nitrificante, com concentração celular de $0,19 \text{ gSSV.L}^{-1}$, apresentou uma velocidade de consumo de nitrogênio, na forma de amônio ($-r_{\text{N-NH}_4^+}$), de $24,99 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Isto corresponde a uma velocidade específica de consumo de substrato ($-\mu_{\text{N-NH}_4^+}$) de $0,13 \text{ gN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

5.1.2 Ensaio Cinético anammox

A Figura 13 apresenta o gráfico de acompanhamento das formas nitrogenadas durante a realização do ensaio cinético para a biomassa anammox.

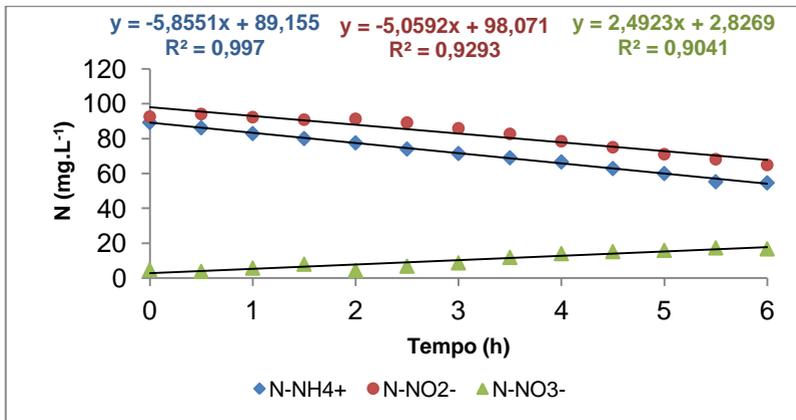


Figura 13 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético anammox.

Através da Figura 13, pode-se observar que a biomassa anammox, com concentração celular de $2,8 \text{ gSSV.L}^{-1}$, apresentou uma velocidade de consumo de amônio ($-r_{\text{N-NH}_4^+}$) de $5,86 \text{ mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e de consumo de nitrito de ($-r_{\text{N-NO}_2^-}$) de $5,06 \text{ mgN-NO}_2^-. \text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, equivalendo a uma velocidade de consumo de nitrogênio de $10,92 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. As velocidades específicas de consumo de substrato foram $-\mu_{\text{N-NH}_4^+} = 0,0021 \text{ gN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e $-\mu_{\text{N-NO}_2^-} = 0,0018 \text{ gN-NO}_2^-.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e para consumo de nitrogênio $\mu_{\text{N}} = 0,0039 \text{ gN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

5.1.3 Razão da quantidade de biomassa inoculada

A biomassa nitrificante ($X=0,19 \text{ gSSV.L}^{-1}$) apresentou uma velocidade específica de consumo de nitrogênio de $0,13 \text{ mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e a biomassa anammox ($X = 2,8 \text{ gSSV.L}^{-1}$) apresentou velocidade específica de consumo de nitrogênio de $0,0039 \text{ mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

Desta forma, a razão da quantidade de biomassa nitrificante e anammox a ser inoculada no reator, determinada através da Equação 19, foi 0,03 e as concentrações celulares de bactérias nitrificantes e bactérias anammox foram $0,04 \text{ gSSV.L}^{-1}$ e $1,16 \text{ gSSV.L}^{-1}$, respectivamente.

5.1.4 Posta em marcha do processo de desamonificação

O Reator A foi operado durante 34 dias. A Figura 14 apresenta o acompanhamento das formas nitrogenadas durante este período. Os dados de monitoramento do Reator A são apresentados no Apêndice A.

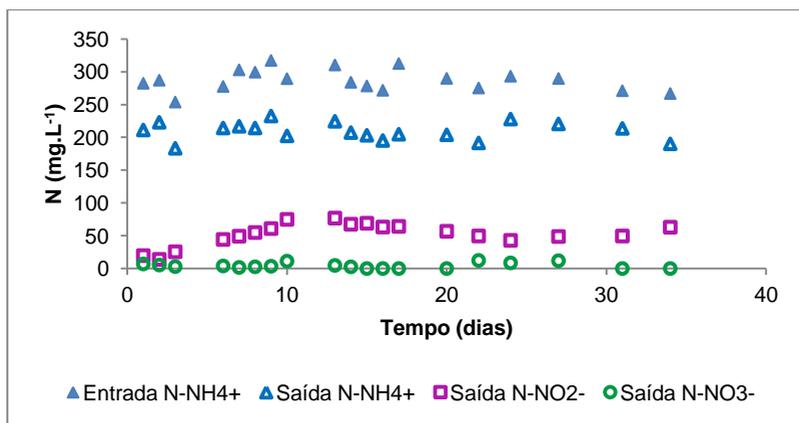


Figura 14 - Acompanhamento das formas nitrogenadas no Reator A.

Como pode ser observado na Figura 14, a conversão de nitrogênio amoniacal se estabilizou de forma que aproximadamente todo nitrogênio amoniacal consumido foi convertido a nitrito, e este permaneceu na saída do reator, havendo uma mínima produção de nitrato. Isto indica que não houve consumo de nitrogênio pelas bactérias anammox, apenas uma pequena conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito atribuído às BOA.

Uma das possíveis causas para o Reator A não estabelecer o processo de desamonificação foi a baixa atividade do inóculo anammox, aliado a exposição a uma alta concentração e carga de substrato ($300 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e $0,7 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) e ao oxigênio dissolvido, o qual pode ter suprimido a capacidade de remoção de nitrogênio das bactérias anaeróbias.

Para confirmar esta redução na capacidade de conversão das bactérias anammox, ao 34º dia de operação, realizou-se um teste cinético, acompanhando as suas velocidades de consumo de substrato e formação de produto, conforme descrito no item 4.9. As velocidades de consumo de amônio e nitrito e produção de nitrato e a remoção de nitrogênio total são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Velocidades de consumo e produção das bactérias anammox e concentração de N_T removido.

Dias de operação	$-r_{N-NH_4^+}$ ($mgN-NH_4^+ \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$-r_{N-NO_2^-}$ ($mgN-NO_2^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{N-NO_3^-}$ ($mgN-NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	N_T removido ($mgN \cdot L^{-1}$)
0	5,86	5,06	2,49	50,53
34	3,32	1,97	1,88	20,48

Como pode-se observar na Tabela 5, as velocidade de consumo de amônio e nitrito e produção de nitrato das bactérias anammox, que já eram baixas ao inocular o reator, sofreram uma redução ainda maior da capacidade de conversão, assim como a remoção de nitrogênio total. Apesar desta redução nas velocidades, nota-se que as bactérias anammox ainda encontravam-se presentes no reator.

Em virtude disto, optou-se por reinocular o reator, em outras condições de processo, denominando-o Reator B.

5.2 REATOR B

5.2.1 Ensaio cinético nitrificante

A Figura 15 apresenta o gráfico de acompanhamento das formas nitrogenadas durante a realização do ensaio cinético para a biomassa nitrificante.

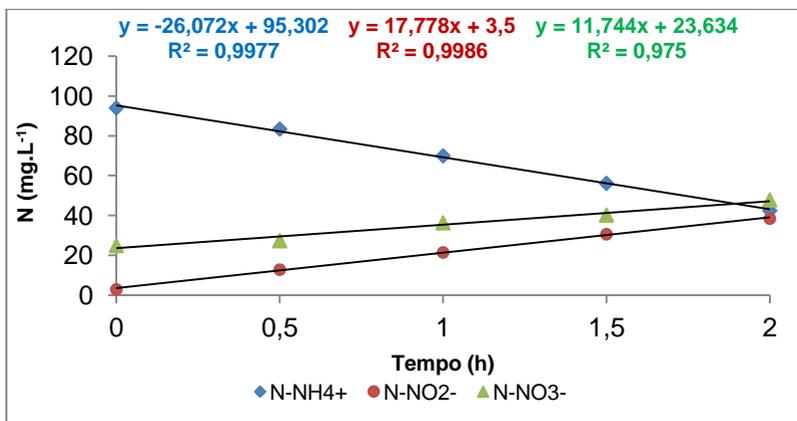


Figura 15 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético nitrificante.

Através da Figura 15, pode-se observar que a biomassa nitrificante, com concentração celular de $0,25 \text{ gSSV.L}^{-1}$, apresentou uma velocidade de consumo de nitrogênio, na forma de amônio ($-r_{\text{N-NH}_4^+}$), de $26,07 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Isto corresponde a uma velocidade específica de consumo de substrato ($-\mu_{\text{N-NH}_4^+}$) de $0,10 \text{ gN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

5.2.2 Ensaio Cinético anammox

A fim de aumentar a atividade das bactérias anammox, antes de realizar o ensaio cinético para reinocular o reator, enriqueceu-se a biomassa durante dez dias, submetendo-a a um menor TRH, de 0,5 horas, com base nos estudos realizados por Casagrande *et al.* (2011b).

A Figura 16 apresenta o gráfico de acompanhamento das formas nitrogenadas durante a realização do ensaio cinético para a biomassa anammox.

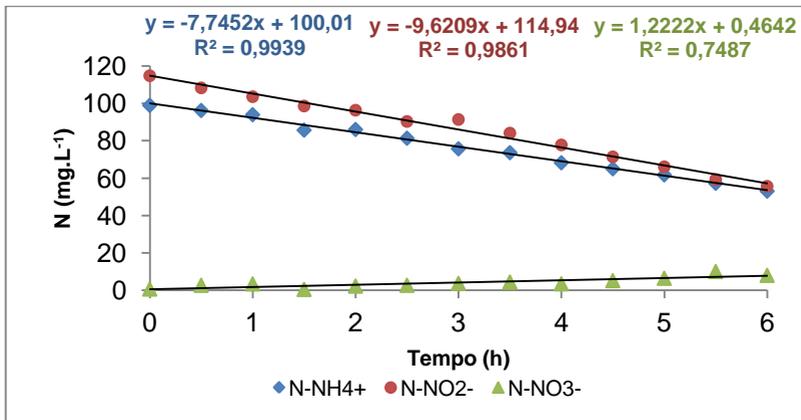


Figura 16 - Concentração das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético anammox.

Através da Figura 16, observa-se que a biomassa anammox, com concentração celular de $2,4 \text{ gSSV.L}^{-1}$, apresentou uma velocidade de consumo de amônio ($-r_{\text{N-NH}_4^+}$) de $7,74 \text{ mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e de consumo de nitrito de ($-r_{\text{N-NO}_2^-}$) de $9,62 \text{ mgN-NO}_2^-.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, equivalendo a uma velocidade de consumo de nitrogênio de $17,36 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. As velocidades específicas de consumo de substrato foram $-\mu_{\text{N-NH}_4^+} = 0,0032 \text{ gN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e $-\mu_{\text{N-NO}_2^-} = 0,0040 \text{ gN-NO}_2^-.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e para consumo de nitrogênio $\mu_{\text{N}} = 0,0072 \text{ gN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ as quais são maiores que as encontradas para o Reator A, de $-\mu_{\text{N-NH}_4^+} = 0,0021 \text{ gN-NH}_4^+.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$, $-\mu_{\text{N-NO}_2^-} = 0,0018 \text{ gN-NO}_2^-.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e $\mu_{\text{N}} = 0,0039 \text{ gN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$, comprovando o sucessoda etapa de enriquecimento.

5.2.3 Razão da quantidade de biomassa inoculada

A biomassa nitrificante ($X=0,25 \text{ gSSV.L}^{-1}$) apresentou uma velocidade específica de consumo de nitrogênio de $0,10 \text{ mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e a biomassa anammox ($X = 2,4 \text{ gSSV.L}^{-1}$) apresentou velocidade específica de consumo de nitrogênio de $0,0072 \text{ mgN.gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

Desta forma, a razão da quantidade de biomassa nitrificante e anammoxinoculada no Reator B, determinada através da Equação 19, foi $0,07$ e as concentrações celulares de bactérias nitrificantes e bactérias anammox foram $0,1 \text{ gSSV.L}^{-1}$ e $1,4 \text{ gSSV.L}^{-1}$, respectivamente.

5.2.4 Definição do ciclo de aeração na partida do reator

Como a tentativa de inocular o Reator A não foi bem sucedida, optou-se por testar dois novos ciclos de aeração, a fim de melhorar a fase de adaptação das bactérias anaeróbias, expondo-as por menos tempo a condições de inibição, no caso, ao OD, conforme descrito no item 4.7.1.

As Figuras 17 e 18 apresentam o acompanhamento das formas nitrogenadas e da alcalinidade total para os ciclos de 8 minutos aerando e 22 minutos em condições anóxicas (Ciclo 1) e 15 minutos aerando e 15 minutos em condições anóxicas (Ciclo 2), respectivamente.

Durante a realização dos ensaios, em ambos os Ciclos, a vazão de ar foi controlada em $0,025 \text{ L.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ a fim de tentar manter o OD abaixo de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase aeróbia e próximo de zero na fase anóxica.

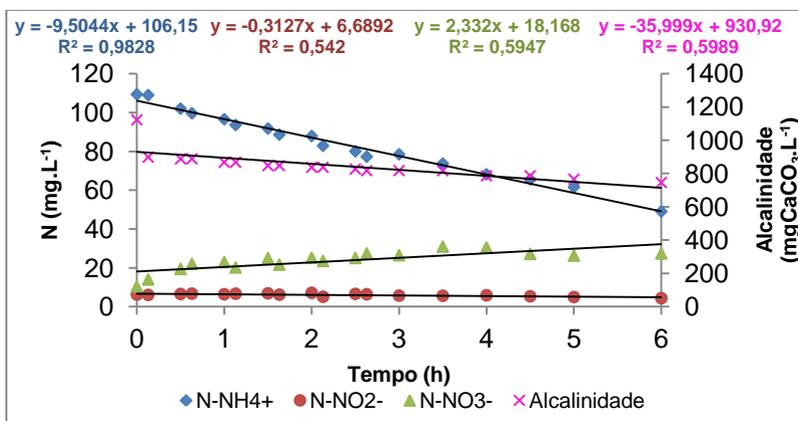


Figura 17 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica.

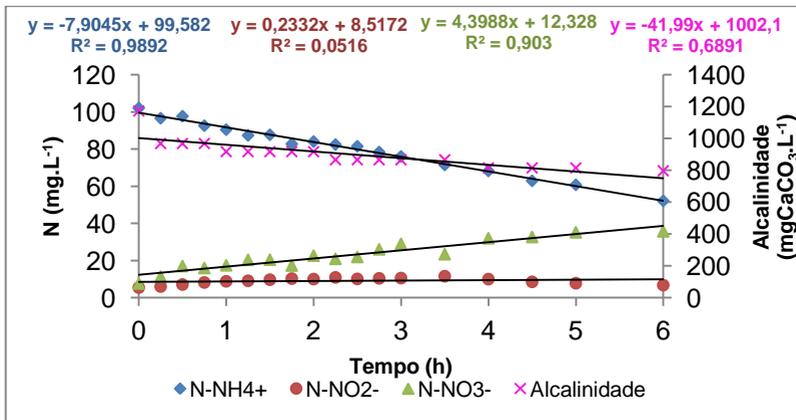


Figura 18 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para Ciclo de 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica.

Analisando as Figuras 17 e 18, percebe-se que Ciclo 1 apresentou uma maior velocidade de consumo de amônio, de $9,50 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ comparado a velocidade de $7,90 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ obtida no Ciclo 2. Em ambos os ciclos, as concentrações de nitrito apresentaram-se baixas, o que é característico do processo de desamonificação. Porém, o Ciclo 2 produziu uma concentração ligeiramente maior de nitrito e apresentou uma velocidade de produção de nitrato maior que o Ciclo 1, $4,40 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ diante de $2,33 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, indicando que as bactérias nitrificantes foram mais favorecidas que as anammox nas condições aplicadas.

Expor o reator a tempos mais prolongados de aeração e maiores concentrações de OD propicia o crescimento de bactérias nitrificantes, uma vez que estas são aeróbias, sendo favorecidas pelo menor tempo de duplicação, que segundo Hommes, *et al.* (2003) é de 7,4 horas, enquanto para as bactérias anammox é de 11 dias (STROUS, *et al.*, 1998).

Como as bactérias anammox são mais sensíveis nestas condições operacionais, tornando-se limitante do processo, escolheu-se o Ciclo 1 como condição de trabalho uma vez que este favoreceu a sua adaptação, expondo-as menos tempo à condição de inibição pelo OD.

5.2.5 Posta em Marcha do reator

O Reator B foi operado durante 114 dias. O OD dissolvido, durante a fase aeróbia, foi controlado e apresentou a concentração média de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo todo consumido e indo a 0 mg.L^{-1} na fase anóxica,

operando à temperatura média de 25,9°C. Durante este período, a concentração celular não sofreu alteração, correspondendo a 1,5 gSSV.L⁻¹. Alguns erros podem ter sido ocasionados nesta determinação devido a saída de células em suspensão no efluente do reator durante a operação do mesmo. No entanto, o lento crescimento do lodo é esperado, devido ao baixo valor da velocidade específica de crescimento das bactérias anammox, de 0,0027 h⁻¹ (STROUS, *et al.*, 1998).

Os dados de monitoramento do Reator B são apresentados no Apêndice B.

As Figuras 19 e 20 apresentam os gráficos do acompanhamento das formas nitrogenadas durante o período de operação e da eficiência de remoção do reator, respectivamente, dividido em três fases distintas, denominadas fases I, II e III, as quais serão discutidas posteriormente.

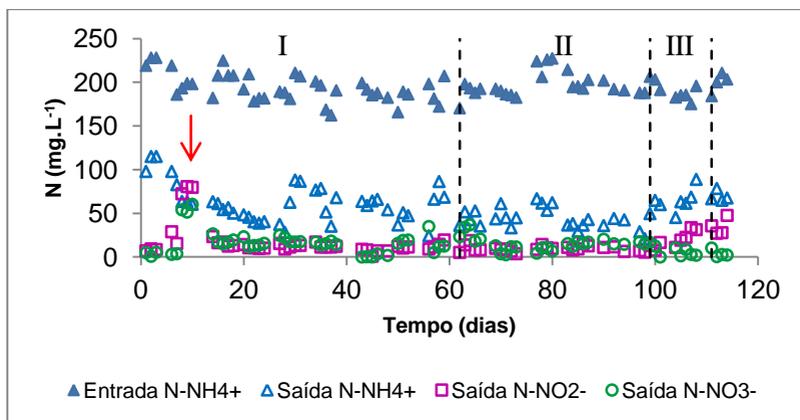


Figura 19 - Acompanhamento das formas nitrogenadas no Reator B.

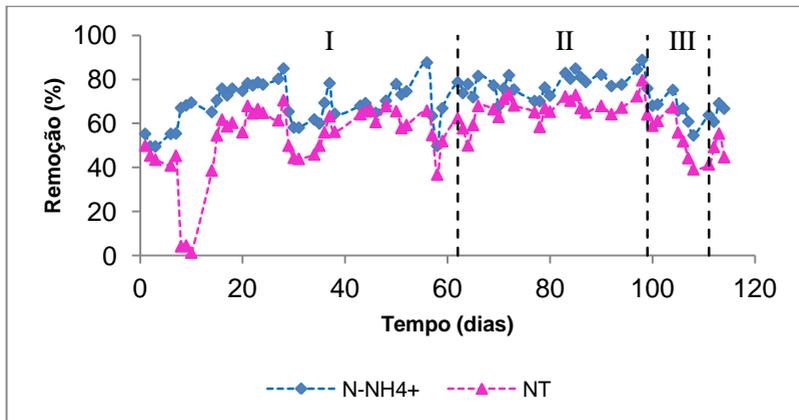


Figura 20 - Acompanhamento da remoção de nitrogênio durante o período de operação do Reator B.

Analisando o processo como um todo, através da Figura 19, é possível visualizar que o amônio alimentado não foi todo consumido, havendo nitrogênio amoniacal remanescente na saída do reator, o que indica que o tempo de aeração de 8 minutos aerando para cada ciclo não foi suficiente para estabelecer a nitrificação parcial na proporção estequiométrica desejada.

A seguir, será feita uma análise de cada fase em separado.

- FASE I

A fase I, com duração de 61 dias, corresponde à posta em marcha do reator, representando o período de tempo que o processo levou para entrar em equilíbrio. Este período lento de estabelecimento do processo está relacionado à baixa velocidade de crescimento do lodo, principalmente das bactérias anammox, como já mencionado anteriormente. Outros estudos, com diferentes configurações de reatores também apresentaram longos tempos de partida e estabilização do processo.

Li *et al.* (2011) operaram um reator RBS, em escala de bancada, com volume útil de 7 L, à temperatura de 35°C. O reator foi inicialmente inoculado com biomassa anammox, em condições anóxicas e alimentado com efluente sintético, contendo amônio e nitrito como substrato, levando um período de tempo de 55 dias para estabilizar o processo ANAMMOX. Após este período, o efluente sintético foi substituído por outro, sendo composto apenas por amônio como

substrato, e o reator passou a ser aerado, com OD de 0,5-0,8 mg.L⁻¹. Observou-se uma queda da capacidade de remoção anammox e devido a isto o OD foi restringido para 0,3-0,5 mg.L⁻¹. Duas semanas após, as bactérias anammox voltaram a apresentar atividade, estabilizando o processo de desamonificação, mantendo-se em estado estacionário por 25 dias, quando então outras condições operacionais foram aplicadas. De forma semelhante, Cho *et al.* (2011) trabalharam com um reator de biofilme com fluxo ascendente e oxigênio controlado, com volume útil de 1,25 L e obtiveram um tempo de partida do processo ANAMMOX de 100 dias, encontrando dificuldade em manter o processo de desamonificação estável em função do controle inadequado de OD. Daverey *et al.* (2013) trabalharam com um reator RBS, com volume útil de 18 L e encontraram um tempo de partida do processo de 164 dias.

Assim como nestes estudos relacionados, o OD apresentou-se como uma das principais grandezas de controle do processo. Pode-se observar, na Figura 19, que durante a Fase I, na primeira semana de operação, houve um acúmulo de nitrito e nitrato no reator, indicando que a atividade das bactérias nitrificantes estava sobressaindo à atividade das bactérias anammox. Diante disto, no 10º dia de operação, restringiu-se o OD fornecido, diminuindo a vazão de ar de 0,033 L.L⁻¹.min⁻¹ para 0,025 L.L⁻¹.min⁻¹ durante as etapas de aeração dos ciclos.

- FASE II

Na fase II, o reator entrou em estado estacionário e atingiu sua fase de maior remoção de nitrogênio, como pode-se visualizar na Figura 20, apresentando uma remoção média de amônio de 77,9% e de nitrogênio total de 66,4%.

A eficiência de remoção está relacionada com a configuração do reator utilizada e às condições de processo aplicadas. Li *et al.* (2011) atingiram uma eficiência de remoção de amônio de 74,5%, Daverey *et al.* (2013) removeram 89% de nitrogênio total e 98% de amônio e Cho *et al.* (2011) atingiram uma remoção de 85% de nitrogênio total.

A eficiência atingida neste processo, com a configuração do reator utilizado, foi satisfatória, porém, estudos de otimização do processo devem ser realizados.

Neste período, iniciaram-se os testes no reator, onde foram avaliados diferentes ciclos de aeração, os quais serão discutidos posteriormente, no item 5.3.

- FASE III

Na fase III, aos 99 dias de operação, iniciaram-se os testes em batelada com adição de matéria orgânica. Durante este período, observou-se uma perturbação na remoção de nitrogênio, desestabilizando o processo de desamonificação. Observou-se o início do acúmulo de nitrito no reator, indicando perda da capacidade de remoção de nitrogênio pelas bactérias anammox. Houve uma queda de eficiência de remoção de nitrogênio pelo processo, causando sua desestabilização de forma irreversível. Este estudo será discutido detalhadamente no item 5.4.

5.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE AERAÇÃO

Após o processo de desamonificação estabilizar e entrar em estado estacionário, durante a Fase II, ao 70º dia de operação, realizou-se um estudo da influência dos ciclos de aeração na eficiência do processo, conforme descrito no item 4.7.2.

As Figuras 21, 22 e 23 apresentam o acompanhamento das formas nitrogenadas e alcalinidade total para os ciclos de 8 minutos aerando e 22 minutos em condições anóxicas (Ciclo 1), 15 minutos aerando e 15 minutos em condições anóxicas (Ciclo 2) e 22 minutos aerando e 8 minutos em condições anóxicas (Ciclo 3), respectivamente.

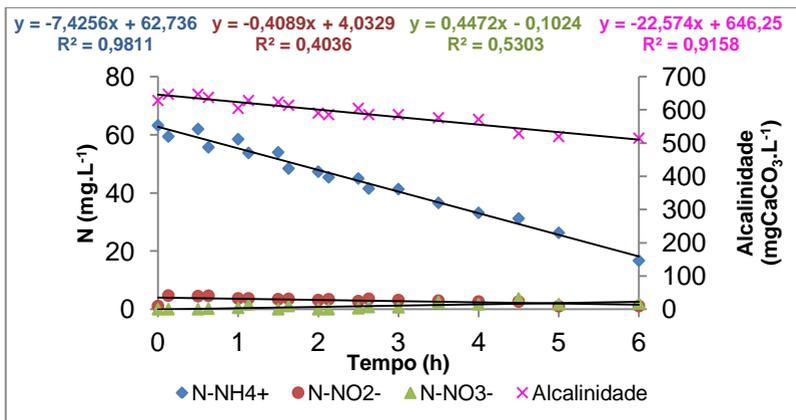


Figura 21 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 8 minutos aerando e 22 minutos em fase anóxica.

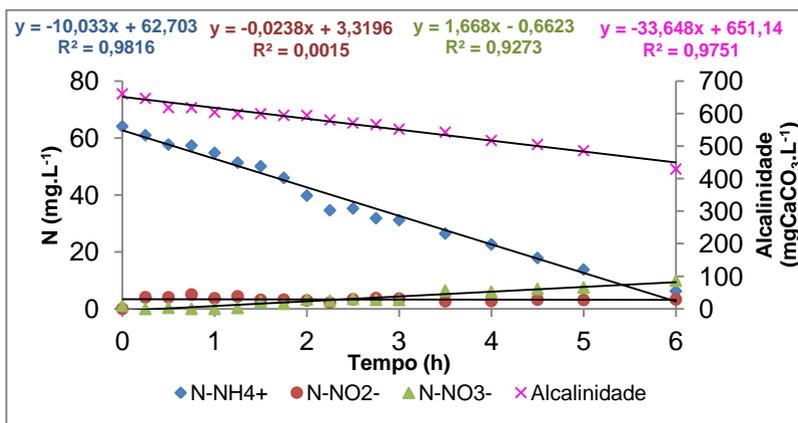


Figura 22 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 15 minutos aerando e 15 minutos em fase anóxica.

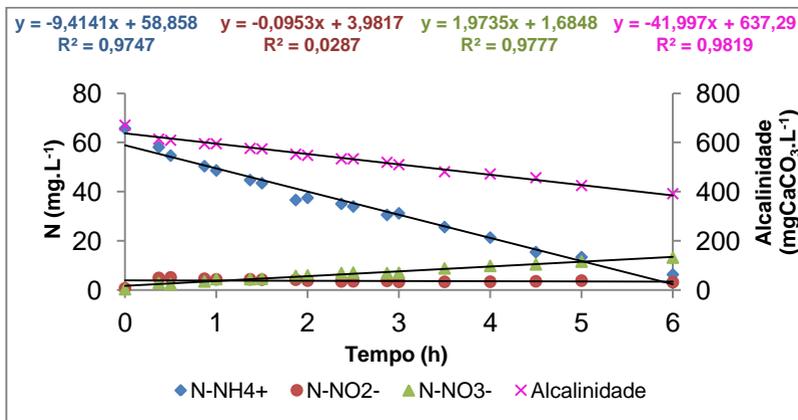


Figura 23 - Concentração das formas nitrogenadas e alcalinidade total para o Ciclo de 22 minutos aerando e 8 minutos em fase anóxica.

Em todos os ciclos, as concentrações de nitrito e nitrato apresentaram-se baixas, caracterizando o processo de desamonificação, porém com um leve aumento de nitrato à medida que aumentava-se o tempo de aeração.

Para uma melhor visualização, a Tabela 6 relaciona as velocidades de consumo e produção das formas nitrogenadas de cada Ciclo e as respectivas concentrações de N_T removidas, obtidas na Fase de definição do ciclo para posta em marcha do reator (inoculação) e na Fase II.

Tabela 6—Comparativo entre as velocidades de consumo e produção das formas nitrogenadas obtidas para cada Ciclo na Fase de inoculação e na Fase II e concentração de N_T removido.

Fase	Ciclo	$-r_{N-NH_4^+}$ ($mgN-NH_4^+ \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$-r_{N-NO_2^-}$ ($mgN-NO_2^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{N-NO_3^-}$ ($mgN-NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	N_T removido ($mgN \cdot L^{-1}$)
Inoculação	1	9,50	0,31	2,33	44,91
	2	7,90	0,23	4,39	19,64
Fase II	1	7,42	0,41	0,44	44,43
	2	10,03	0,02	1,67	60,00
	3	9,41	0,10	1,97	45,44

Através da Figura 21, observa-se que o Ciclo 1 não foi suficiente para oxidar o amônio a nitrito em quantidade estequiométrica para o processo ANAMMOX, apresentando um residual deste no final do ensaio, logo, o OD disponível não foi suficiente para estabelecer uma nitrificação parcial eficiente. Isto indica que, existe uma relação direta entre o tempo de aeração, e consequentemente o OD, com a carga de amônia aplicada. Para maiores concentrações de amônio, ciclos com maiores tempos de aeração são necessários para oxidação do mesmo, para estabelecer a nitrificação parcial.

Comparando os resultados do Ciclo 1 na Fase de inoculação, com o mesmo Ciclo I aplicado na Fase II, nota-se que a velocidade de consumo de amônio na Fase II, foi de $7,42 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$, valor menor que o encontrado nos testes na Fase de inoculação, que foi de $9,5 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$. Esta velocidade de consumo é definida pela ação conjunta de bactérias nitrificantes e anammox. Possivelmente a velocidade de consumo da Fase de inoculação foi maior porque as bactérias nitrificantes apresentavam-se mais ativas e favorecidas que as bactérias anammox neste período, o que se confirma comparando a produção de nitrato, que foi maior nesta Fase. Isso indica que na Fase II, o processo de nitrificação parcial estava mais estável e melhor controlado e as bactérias anammox mais adaptadas. Outra observação importante foi de que o teste na Fase de inoculação e o teste na Fase II partiram de concentrações iniciais de amônio diferentes, 100 mgN-

$\text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e $60 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente, porém, em termos de consumo de amônio, estes foram semelhantes, sendo consumidos $57 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase de inoculação e $44,6 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase II. Isto indica que este consumo está relacionado com a disponibilidade de oxigênio para oxidar a amônia a nitrito e nitrato.

De forma análoga para o Ciclo 2, a velocidade de consumo de amônio na Fase II foi $10 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, neste caso maior que a encontrada no início da Fase de inoculação, de $7,9 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Isto porque as bactérias anammox encontravam-se melhor adaptadas e mais ativas na Fase II, e o processo de nitrificação parcial melhor controlado, o que se confirma pela menor produção de nitrato, $26,39 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase de inoculação e $10,03 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase II. Da mesma forma que para o Ciclo 1, o Ciclo 2 partiu de concentrações iniciais de amônio diferentes, porém, a capacidade de consumo deste substrato foi semelhante, sendo consumidos $47,4 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase de inoculação e $60 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase II, uma diferença de apenas $12,6 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

Comparando-se agora os três ciclos estudados, durante a Fase II, nota-se que a maior velocidade de consumo de amônio encontrada foi para o Ciclo 2, de $10,03 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, porém esta foi próxima da velocidade do Ciclo 3, de $9,41 \text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Os Ciclos 2 e 3, para estas condições experimentais, mostraram-se adequados e suficientes para estabelecer o processo de desamonificação. O Ciclo 1 não foi suficiente para consumir toda a amônia, porém apresentou uma menor produção de nitrato comparado aos demais, a qual aumentou de forma proporcional ao aumento do tempo de aeração. Em relação à concentração de N-NH_4^+ convertido, o Ciclo 1 apresentou uma conversão de 71%, os Ciclos 2 e 3, de 96% do N-NH_4^+ aplicado. Comparado ao Ciclo 3, o Ciclo 2, nesta condição de concentração aplicada, torna-se mais viável, uma vez que este removeu uma maior concentração de N_T (Tabela 6), além de reduzir o tempo de aeração, gerando uma economia de energia no processo.

A partir destes resultados, mais uma vez, percebe-se uma relação direta entre o tempo de aeração e a concentração de amônio aplicada, indicando que quanto maior a concentração de amônio, maior deve ser o tempo de aeração, para o processo de nitrificação parcial converter nitrogênio amoniacal a nitrito em quantidade estequiométrica suficiente para o processo ANAMMOX e por consequência estabelecer o equilíbrio no processo de desamonificação.

Equipamentos e estratégias de aeração e a configuração do reator determinam a transferência de oxigênio da bolha de ar para o meio reacional (CEMA *et al.*, 2011). A transferência de oxigênio é função da temperatura e da concentração de outras espécies químicas dissolvidas. A concentração de OD diminui com o aumento da temperatura e a presença de matéria orgânica no meio aumenta o consumo de oxigênio por microrganismos aeróbios durante a oxidação destes substrato (SCHMIDELL, 2001; VAN HULLE *et al.*, 2010).

Por este motivo, vários estudos diferem quanto à estratégia de aeração mais apropriada.

Como exemplo, pode-se citar o trabalho realizado por Cemaet *al.* (2011), que estudaram a influência do OD em um reator de leito móvel e biofilme, com volume útil de $2,1 \text{ m}^3$, sendo adicionado meio suporte *kaldnesna* proporção 50% v/v, aerando de forma contínua. Através de testes feitos em batelada, a 25°C e concentração inicial de amônio de $120 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, variando a concentração de OD entre $0,5 - 4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, encontraram a maior remoção de nitrogênio atingida, de $0,5 \text{ kgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para a concentração de OD de $3,15 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Também foi observado que o aumento da concentração de OD aumentou a produção de nitrato e causou uma redução de bactérias anaeróbias no biofilme, conseqüentemente, um decaimento da eficiência das bactérias anammox. Na concentração de $4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, verificou-se um aumento da concentração de nitrito. Operar em forma contínua nestas concentrações de OD pode causar um acúmulo de nitrito no reator e por conseqüência inibir o processo ANAMMOX.

Vásquez-Padín *et al.* (2009) operaram um reator RBS com ar pulsado, com volume útil de 1,5 L, ciclos de 6 h, sendo 5,75 h do tempo aerando e alimentando. O ar foi pulsado em intervalos de 1 segundo de fluxo e 10 segundos sem fluxo, afim de controlar o OD e proporcionar melhor homogeneização do reator. O período de operação foi dividido em quatro fases, variando a concentração de OD aplicada, na faixa de $0,2 - 4,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Inicialmente deu-se a partida com uma concentração de OD de $3,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, e em cada fase, esta concentração foi reduzida, até encontrar a concentração ideal de OD a ser aplicada para estabelecer a nitrificação parcial, que foi de $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Zubrowska-Sudolet *al.* (2011) operaram um reator de leito móvel com biofilme, com volume útil de 8 L, 40% de meio suporte *kaldnes*, a temperatura de 27°C e ciclos de aeração de intermitente, sendo 30 minutos aerando e 30 minutos em fase anóxica. Através de testes em batelada, avaliaram quatro diferentes estratégias de aeração, cada uma para três diferentes concentrações de OD. Observou-se que a

concentração de OD, juntamente com o ciclo de aeração, são variáveis cruciais para a eficiência do processo, encontrando como melhor ciclo, para suas condições experimentais, o ciclo de 40 minutos aerando na concentração de OD de 4 mg.L^{-1} e 20 minutos em fase anóxica.

Portanto, o ciclo e forma de aeração é particular para cada caso específico, devendo ser definido antes de iniciar seus ensaios. Além disso, quando o trabalho envolver aumento de carga, o ciclo de aeração deve ser alterado em função das necessidades e características do processo.

5.4 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO

Aos 99 dias de operação iniciaram-se os testes em batelada, para diferentes concentrações de carbono orgânico no processo, conforme descrito no item 4.8. A relação C/N foi obtida variando-se a concentração de COT e mantendo-se constante a concentração de N-NH_4^+ .

As Figuras 24 e 25 apresentam as velocidades específicas de consumo de amônio em função do aumento da relação C/N e da eficiência do processo em função do aumento do COT, respectivamente, considerando que, devido a curta duração dos ensaios e o lento crescimento da biomassa, a concentração celular permaneceu constante.

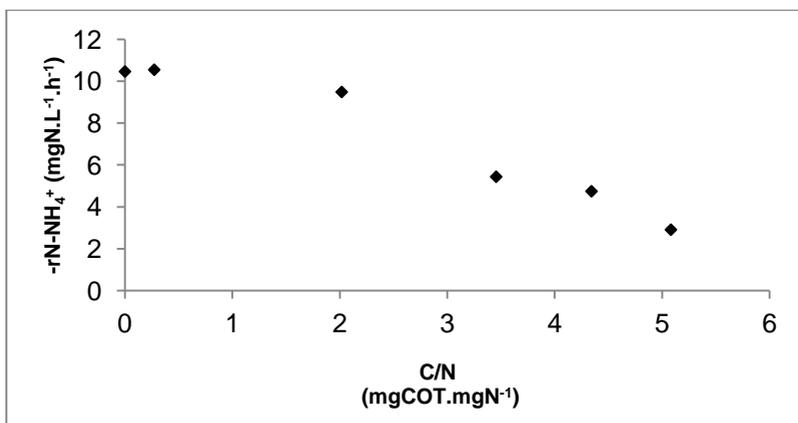


Figura 24 – Comportamento da velocidade específica de consumo de N-NH_4^+ em função do aumento da razão C/N.

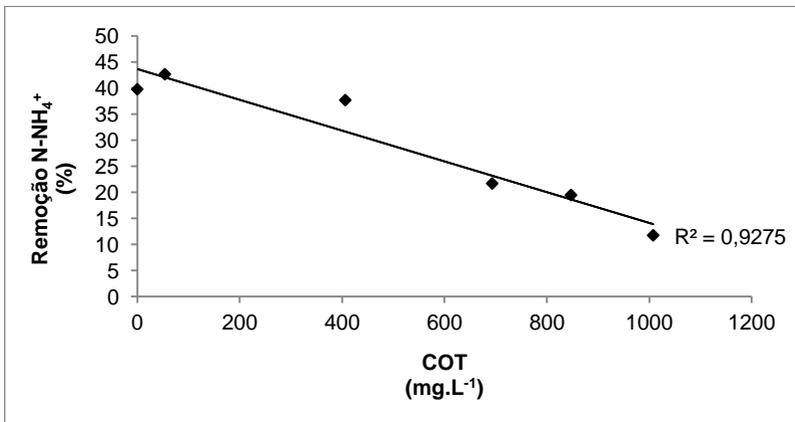


Figura 25 – Eficiência de remoção de N-NH_4^+ em função do aumento da concentração de COT.

Como pode-se visualizar na Figura 24, as velocidades específicas de consumo de amônio, diminuíram com o aumento da relação C/N, indicando que a atividade do processo de desamonificação reduziu com o aumento do COT, o que se confirma através da Figura 25, a qual apresenta uma queda de eficiência na remoção de N-NH_4^+ com o aumento da concentração de COT.

Durante a realização dos ensaios, houve consumo de carbono orgânico e, a alcalinidade, antes consumida pelo processo de nitrificação parcial, apresentou um comportamento constante como adição de matéria orgânica, sugerindo a ocorrência do processo de desnitrificação, o qual produz alcalinidade dentro do reator, logo, a presença de bactérias heterotróficas desnitrificantes. Estes resultados podem ser visualizados no Apêndice D.

Segundo Rittmann e McCarty (2001), quando microrganismos usam substrato como doador de elétrons para síntese, uma porção desses elétrons (f_e°) é normalmente transferida para o aceptor de elétrons para proporcionar energia, para então converter a outra porção de elétrons (f_s°), em células microbianas. Ainda de acordo com os autores, as bactérias nitrificantes têm muito menos elétrons convertidos em células ($f_s^\circ = 0,1$) comparadas a bactérias heterotróficas aeróbias ($f_s^\circ = 0,6-0,7$), logo, o crescimento heterotrófico é muito maior que o das bactérias nitrificantes. Os autores também afirmam que as bactérias desnitrificantes heterotróficas, por serem facultativas, têm características cinéticas similares às bactérias heterotróficas aeróbias.

Portanto, bactérias desnitrificantes e heterotróficas aeróbias são muito mais favorecidas que as bactérias nitrificantes na competição por substrato, no caso, o oxigênio dissolvido.

A redução da velocidade específica de consumo de amônio do processo como aumento do carbono orgânico disponível justifica-se devido que, uma maior concentração de COT, aumenta o consumo de oxigênio por bactérias heterotróficas aeróbias. Essa competição por OD, suprime a atividade das BOA.

Tendo menos oxigênio disponível, a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito é consequentemente reduzida. Sem nitrito em condição estequiométrica suficiente, a capacidade das bactérias anammox também acaba sendo suprimida e, por estas serem mais sensíveis, podem ter sido desfavorecidas, comprometendo o funcionamento do processo. A afinidade entre nitrito e as bactérias anammox é muito maior que entre nitrito e bactérias desnitrificantes (AHN, 2006), porém, por estarem em condições que as desfavorecem, como a exposição ao OD e a matéria orgânica, esta afinidade das bactérias anammox pelo nitrito pode ter sido reduzida e, por consequência, podem ter sido suprimidas pelo processo de desnitrificação uma vez que, com o aumento do COT disponível, o nitrito produzido pelas BOA possa ter desnitrificado.

A Figura 26 relaciona o consumo de COT e N-NH_4^+ em função do aumento da relação C/N.

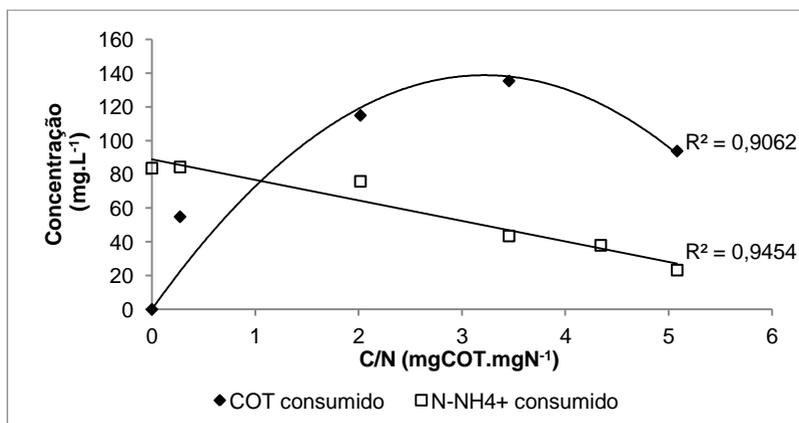


Figura 26 – Relação entre o consumo de COT e N-NH_4^+ em função do aumento da relação C/N.

O comportamento do processo, representado pela Figura 26, sugere que a partir da relação C/N de 3,5 mgCOT.mgN^{-1} o consumo de COT por bactérias heterotróficas diminuiu, porém, devido a dispersão dos pontos experimentais para as últimas relações C/N testadas, nas análises de COT, não é possível afirmar que o patamar do gráfico tenha de fato este comportamento, podendo este ser constante e as bactérias heterotróficas terem atingido a saturação. Os gráficos do acompanhamento da cinética destes experimentos encontram-se no Apêndice D.

Através da Figura 26 também é possível observar que o consumo de nitrogênio amoniacal continuou diminuindo, mesmo com essa saturação do consumo de COT. Isto indica que, além de ter sido suprimido pela falta de OD disponível, o processo pode ter sido inibido pela adição de matéria orgânica. No entanto, para uma maior compreensão da inibição do processo pela presença da matéria orgânica, testes onde OD não seja limitante e com maiores tempos de aeração devem ser estudados.

Apesar de se tratar de uma cultura mista de microrganismos, estudos sugerem que as bactérias anammox, em particular, são inibidas pela presença de altas concentrações de matéria orgânica, como discutido no item 3.4.2. Dapena-Mora *et al.* (2007) avaliaram a inibida atividade específica anammox utilizando acetato de sódio como fonte de matéria orgânica e encontraram que concentrações de COT de 600 e 1200 mgCOT.L^{-1} resultaram em uma inibição de 22 e 70%, respectivamente.

Em relação ao processo, estudos diferem quanto à quantidade de COT e da relação C/N a ser aplicada, em função da configuração do reator, suas condições operacionais e características do efluente.

Zhang *et al.* (2012) estudaram a influência de diferentes relações C/N para efluente suinícola pós-biodigestor na eficiência de remoção de nitrogênio pelo processo de desamonificação em um reator de biofilme do tipo RBS em escala de bancada, com volume útil de 6,5 L, operado a 30°C e condições controladas de OD. Cloreto de amônio e acetato foram utilizados para as correções das razões C/N do efluente. Neste estudo, a concentração de OD precisou ser aumentada com a adição de matéria orgânica para manter a estabilidade do processo. O aumento da relação C/N para 1,24 causou uma queda na eficiência de remoção de nitrogênio. A relação C/N ideal para as condições operacionais neste estudo foi 0,65.

Winkler *et al.* (2012) avaliaram a remoção de nitrogênio e DQO pelo processo de desamonificação em um reator granular, operado em condições aeróbia e anóxica, a temperatura ambiente, encontrando estabilidade do processo até a relação C/N de 0,5.

Chen *et al.* (2013) estudaram a aplicação do processo no tratamento de efluente proveniente da criação de tartarugas. Obtiveram um eficiência de remoção de nitrogênio total e de DQO de 85% e 56%, respectivamente, trabalhando uma relação C/N de aproximadamente 2.

Figueroa *et al.* (2012) não observaram efeito significativo no processo trabalhando-se nas relações DQO/N entre 2,4 e 5 gDQO/gN e atribuem isto a diferença na biodegradabilidade dos diferentes efluentes ao passarem por pré-tratamentos.

Neste estudo, não observou-se diferença significava na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal do processo trabalhando-se com relações C/N abaixo de 2 mgCOT.mgN-NH₄⁺, para as condições operacionais estudadas. Para uma análise mais precisa do processo, estudos mais aprofundados, utilizando-se efluente real e relacionando COT e OD devem ser realizados. Assim como o estudo do comportamento do processo em longos tempo de operação, operando em forma contínua.

5.5 REAÇÃO EM CADEIA DA POLIMERASE EM TEMPO REAL

Foram coletadas amostras do inóculo anammox e também do Reator B durante a sua partida, antes e após os testes com matéria orgânica e foram realizadas análises de reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR) para acompanhar e quantificar a interação entre os principais microrganismos envolvidos no processo: BOA, bactérias anammox e bactérias desnitrificantes. Os resultados são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7–Quantificação dos principais microrganismos envolvidos no processo de desamonificação.

Amostra	BOA (<i>AmoA</i>)	Desnitrificantes (<i>NirS</i>)	Anammox (<i>hzo</i>)
Inóculo Anammox	2,22 x 10 ³	4,36 x 10 ⁷	6,98 x 10 ⁷
Fase I	*	*	*
Fase II	*	*	*
Fase III	3,26 x 10 ⁵	6,77 x 10 ⁵	1,68 x 10 ⁵

* Amostras não processadas

Como pode-se observar, o inóculo anammox trata-se de uma cultura mista, onde as bactérias com atividade anammox foram predominantes comparativamente às BOA e as desnitrificantes. A presença de bactérias desnitrificantes observada no inóculo anammox justifica a presença e atividade destas durante os testes com matéria orgânica.

A quantificação das bactérias pode ter sofrido alguma interferência uma vez que algumas bactérias, que ficaram suspensas, podem ter sido carregadas durante a lavagem da biomassa do Reator B antes dos testes com COT.

Os resultados foram inconclusivos para o acompanhamento do crescimento de BOA, bactérias anammox e bactérias desnitrificantes, devido a problemas no processamento das amostras durante a realização das análises, mesmo assim, observa-se a presença de bactérias anammox após a desestabilização do processo, porém em número bastante reduzido comparado ao momento da inoculação do reator.

5.6 VELOCIDADES DE CONSUMO E PRODUÇÃO DAS BACTÉRIAS ANAMMOX

Realizaram-se testes em batelada, para acompanhamento das velocidades de consumo de nitrogênio amoniacal e nitrito e produção de nitrato das bactérias anammox no Reator B. Conforme descrito no item 4.9, estes testes foram realizados ao inocular o reator e ao 8º, 97º e 112º dias de operação.

Os resultados obtidos podem ser visualizados na Tabela 8.

Tabela 8 - Velocidade de consumo e produção das bactérias anammox e concentração de N_T removido.

Dias de operação	$-r_{N-NH_4^+}$ ($mgN-NH_4^+ \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$-r_{N-NO_2^-}$ ($mgN-NO_2^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{N-NO_3^-}$ ($mgN-NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)	N_T removido ($mgN \cdot L^{-1}$)
0*	7,74	9,62	1,22	96,86
8*	11,66	15,52	2,80	146,27
97**	16,55	17,18	3,36	179,68
112***	7,30	3,94	0	67,45

* Posta em marcha do reator durante a Fase I

** Final da Fase II e início da Fase III

*** Final da Fase III

Como os testes foram realizados dentro do reator, onde havia uma cultura mista de microrganismos, não foi possível determinar as velocidades específicas. Para tanto, forneceu-se condições que favoreciamas bactérias anammox em relação as nitrificantes e foi acompanhado se as mesmas apresentavam capacidade de conversão de nitrogênio, sem mensurar sua atividade específica.

Através da Tabela 8, observa-se que as bactérias anammox apresentaram capacidade de remoção significativa até o 97º dia de operação, onde então se iniciaram os testes com carbono orgânico. No 112º dia de operação houve um pequeno consumo de substrato, indicando que, mesmo suprimidas, estas ainda estavam presentes no reator, o que se confirma através dos resultados apresentados na Tabela 6.

Ao término dos testes com carbono orgânico, as bactérias anammox não apresentaram mais capacidade de conversão, desestabilizando o processo de desamonificação, sendo o mesmo então desativado.

6 CONCLUSÕES

Foi possível estabelecer o processo de desamonificação operando um reator de fluxo intermitente, com ciclo de 8 minutos aerando e alimentando e 22 minutos em condições anóxicas, com uma concentração de alimentação de nitrogênio amoniacal de $200 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e carga aplicada de $0,4 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, atingindo uma remoção média de amônio de 77,9% e de nitrogênio total de 66,4%.

Os testes de aeração indicaram uma relação direta entre a carga de nitrogênio aplicada e o tempo de aeração do ciclo operacional, sendo que, para as condições estudadas, o ciclo com 15 minutos aerando e 15 minutos em condições anóxicas se mostrou suficiente e viável para estabelecer o processo, atingindo uma conversão de N-NH_4^+ de 96% durante o ensaio, quando a concentração de nitrogênio amoniacal foi de $60 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

Os testes avaliando a influência da presença de matéria orgânica no processo de desamonificação mostraram a ocorrência de uma competição entre BOA e bactérias heterotróficas por OD, o qual se tornou o limitante do processo. Essa competição entre BOA e heterotróficas reduziu a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito, suprimindo também o processo ANAMMOX. Nas condições estudadas, relações C/N maiores que $2,0 \text{ mgCOT} \cdot \text{mgN}^{-1}$ desestabilizaram e descaracterizaram o processo de desamonificação.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudar e relacionar diferentes ciclos de aeração com diferentes cargas de nitrogênio aplicadas;
- Avaliar o comportamento do processo utilizando-se efluente real, proveniente da suinocultura;
- Avaliar a influência do OD e do ciclo de aeração no processo na presença de matéria orgânica;
- Avaliar o comportamento do processo em relação à adição de matéria orgânica, operando de forma contínua;
- Mensurar os gases emitidos no processo, em especial os causadores do efeito estufa, tal como o N_2O e CH_4 .

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS (Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína). *Produção Mundial de Carne Suína*. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>>. Acesso em: 16/01/2014.

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

AHN, J. H.; YU, R.; CHANDRAN, K. *Distinctive Microbial Ecology and Biokinetics of Autotrophic Ammonia and Nitrite Oxidation in a Partial Nitrification Bioreactor*. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 100, n° 6, 2008.

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

APHA – American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T. *Alkalinity and dissolved oxygen as controlling parameters for ammonia removal through partial nitrification and ANAMMOX in a single-stage bioreactor*. *J Ind Microbiol Biotechnol*, v. 37, p. 871-876, 2010.

BILOTTA, P.; KUNZ, A. *Swine manure post-treatment technologies for pathogenic organism inactivation*. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.33, n.2, p.422-431, 2013.

BORTOLI, M. *Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando à remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo Ludzack-Ettinger modificado*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

BRAKER, G.; FESEFELDT, A.; WITZEL, K.P. *Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (nirK and nirS) to detect denitrifying bacteria in environmental samples*. Appl. Environ. Microbiol., v. 64, p. 3769–3775, 1998.

BYRNE, N.; STROUS, M.; CRÉPEAU, V.; KARTAL, B.; BIRRIEN, J.L.; SCHMID, M.; LESONGEUR, F.; SCHOUTEN, S.; JAESCHKE, A.; JETTEN, M.; PRIEUR, D.; GODFROY, A. *Presence and activity of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria at deep-sea hydrothermal vents*. The ISME Journal, v. 3, n. 1, p. 117-123, 2009.

CASAGRANDE, C. G. *Operação de reatores com atividade Anammox visando remoção de altas cargas de nitrogênio*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011a.

CASAGRANDE, C.G.; KUNZ, A.; SOARES, H.M., DE PRÁ, M.C.; SCHIERHOLT NETO, G.F. *Establishment of Anammox process in sludge samples collected from swine wastewater treatment system*. Engenharia Agrícola, v. 31, n. 6, 2011b.

CEMA, G. PLAZA, E.; TRELA, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J. *Dissolved oxygen as a factor influencing nitrogen removal rates in a one-stage system with partial nitrification and Anammox process*. Water Science & Technology, v.64, n. 5, p. 1009-1015, 2011.

CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHMIDT, J.E. *Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification*. Bioresource Technology, v. 99, p. 3331-3336, 2008.

CHEN, C.; HUANG, X.; LEI, C.; ZHANG, T.C.; WU, W. *Effect of Organic Matter Strength on Anammox for Modified Greenhouse Turtle Breeding Wastewater Treatment*. Bioresource Technology, v. 148, p. 172-179, 2013.

CHO, S.; FUJII, N.; LEE, T.; OKABE, S. *Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor*. Bioresource Technology, v.102, p. 652–659, 2011.

CIUDAD, G; RUBILAR, O.; MONÓZ,P.; RUIZ, G.; CHAMY, R.; VERGARA, C.; JEISON, D. *Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process*. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 1715-1719, 2005.

CONAMA - *Conselho Nacional de Meio Ambiente*, Resolução Nº 430 de 13 de Maio de 2011.

DAPENA-MORA, A.; FERNÁNDEZ, I.; CAMPOS, J.L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; JETTEN, M.S.M.. *Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production*. *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 40, p. 859-865, 2007.

DAVEREY, A.; SU, S.H.; HUANG, Y.T.; CHEN, S.S., SUNG, S.; LIN, J.G. *Partial nitrification and anammox process: A method for high strength optoelectronic industrial wastewater treatment*. *Water Research*, v. 47, p. 2929-2937, 2013.

DOSTA, J.; FERNÁNDEZ, I.; VÁSQUEZ-PADÍN, J.R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MATA-ÁLVARES, J.; MÉNDEZ, R. *Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process*. *Journal of Hazardous Materials*. v. 154, p. 688-693, 2008.

EPA. *Nitrogen Control*. Washington, DC: US EPA/625/R-93/010. 1993.

EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina). *Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina*, 2009 - 2010.

Disponível

em:

<http://cepa.epagri.sc.gov.br/Publicacoes/Sintese_2013/sintese-2013.pdf>. Acesso em 16/01/2014.

FERNÁNDEZ, I.; DOSTA, J.; FAJARDO, C.; CAMPOS, J.L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. *Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process*. *Journal of Environmental Management*, v. 95, p. S170-S174, 2012.

FERRETTI, E. C. *Estudo da Influência da Relação S0/X0 na Determinação da Atividade Específica de Bactérias Nitrificantes*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005

FERRETTI, E. C. *Remoção de nitrogênio via nitrito de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio e baixas relações DQO/N em reator operado na forma de bateladas sequenciais (SBR)*. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

FIGUEROA, M.; VÁZQUEZ-PADÍN, J.R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L. *Is the CANON reactor an alternative for nitrogen removal from pre-treated swine slurry?* *Biochemical Engineering Journal*, v. 65, p. 23-29, 2012.

FONSECA, F. S.T.; ARAÚJO, A. R.A.; HENDGES, T.L. *Análise de viabilidade econômica de biodigestores na atividade suinícola na cidade de Balsas-MA: um estudo de caso*. In: 47^a Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural – SOBER. Anais. Porto Alegre - RS, 2009.

FUX, C.; BOEHLER, M.; HUBER, P.; BRUNNER, I.; SIEGRIST, H.. *Biological treatment of ammonium-rich wastewater by nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant*. *Journal of Biotechnology*, v. 99, p. 295-306, 2002

GAO, D.W.; TAO, Y. *Versatility and application of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria*. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 91, p. 887-894, 2011.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. S. *Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso*. *Organizações Rurais & Agroindustriais*, v. 7, n. 2, p. 148-161, 2005.

GRADY, C. P. L. Jr.; DAIGGER, G. T.; LIM, C. H. *Biological Wastewater Treatment*. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1999. 1039 p.

GÜVEN, D.; DAPENA, A.; KARTAL, B.; SCHMID, M.C.; MAAS, B.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.; SOZEN, S.; MENDEZ, R.; DEN CAMP, H.J.M.O.; JETTEN, M.S.M.. *Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-N-oxidizing bacteria*. Appl. Environ. Microbiol, v. 71, p. 1066-1071, 2005.

HAO, X.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Model-based evaluation of temperature and inflow variations on partial nitrification-ANAMMOX biofilm process*. Water Research, v. 36, p. 4839-4849, 2002.

HAO, X.D.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Model-based evaluation of COD influence on a partial nitrification-Anammox biofilm (CANON) process*. Water Science Technology, v.49, p.83-90, 2004.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. C.; ARVIN, E. *Wastewater treatment: biological and chemical process*. 2. ed. Alemanha: Springer Verlag, 1997.

HOMMES, N. G.; SAYAVEDRA-SOTO, L. A.; ARP, D. J. *Chemolithoorganotrophic Growth of Nitrosomonas europaea on Fructose*. Journal of bacteriology, v.185, p.6809-6814, 2003.

JETTEN, M.S.M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, U.G.J.M.; VAN DE GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G. *The anaerobic oxidation of ammonium*. FEMS Microbiology Reviews, v. 22, p. 421-437, 1999.

JETTEN, M.S.M.; SCHMID, M.; SCHMID, I.; WUBBEN, M.; VAN DONGEN, U.; ABMA, W.; SLIEKERS, O.; REVBECH, N.P.; BEAUMONT, H.J.E.; OTTOSEN, L.; VOLCKE, E.; LAANBROEK, H.J.; CAMPOS-GOMES, J.L.; COLE, J.; VAN LOOSDRECHT, M.; MULDER, J.W.; FUERST, J.; RICHARDSON, D.; VAN DE PAS, K.; MENDEZ-PAMPIN, R.; THIRD, K.; CIRPUS, I.; VAN SPANNING, R.; BOLLMANN, A.; NIELSEN, L.P.; OP DEN CAMP, H.; SCHULTZ, C.; GUNDERSEN, J.; VANROLLEGHEM, P.; STROUS, M.; WAGNER, M.; KUENEN, J.G. *Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria*. Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology, v. 1, p. 51-63, 2002.

JIN, R.; YANG, G.; YU, J.; ZHENG, P. *The inhibition of the Anammox process: A review*. Chemical Engineering Journal. v. 197, p. 67-79, 2012.

KUENEN, J. G. *Anammoxbactéria: from Discovery to application*. Nature Reviews Microbiology, v. 6, p. 320-326, 2008.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. O. *Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil*. Cadernos de Ciência & Tecnologia, v.22, p.651-665, 2005.

KUNZ, A. *Impactos sobre a disposição inadequada de dejetos de animais sobre a qualidade das águas superficial e subterrâneas*. In: Simpósio Nacional Sobre Uso da Água na Agricultura, 2, 2006, Passo Fundo. Anais. Passo Fundo: UPF, 2006.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. *Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil*. Bioresource Technology, v.100, p.5485-5489, 2009.

KUNZ, A. STEINMETZ, R.; DAMASCENO, S.; COLDEBELA, A. *Nitrogen removal from swine wastewater by combining treat effluent with raw manure*. Sci. Agric. v. 69, n.6, p. 352-356, 2012

LEITE, D.C. *Remoção conjunta de carbono e nitrogênio de dejetos de suínos pelo processo de nitrificação e desnitrificação*. Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

LI, X.; XIAO, Y.; LIAO, D.; ZHENG, W.; YI, T.; YANG, Q.; ZENG, G. *Granulation of Simultaneous Partial Nitrification and Anammox Biomass in One Single SBR System*. Appl. Biotechnol., v. 163, p. 1053-1065, 2011.

LIU, S.T.; YANG, F.L.; GONG, Z.; SU, Z.C. *Assessment of the positive effect of salinity on the nitrogen performance and microbial composition during the start-up of CANON process*. Applied Microbiology and Biotechnology, v. 80, p. 4512-4520, 2008.

LIU, T.; LI, D.; ZENG, H.; LI, X.; ZENG, T.; CHANG, X.; CAI, Y.; ZHANG, J. *Biodiversity and quantification of functional bacteria in completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite (CANON) process*. Bioresource Technology, v. 118, p. 399-406, 2012.

MAGRÍ, A., VANOTTI, M. B., SZÖGI, A. A., CANTRELL, K. B. *Partial Nitrification of Swine Wastewater in View of its Coupling with the Anammox Process*. Journal of Environmental Quality, v. 41, p. 1989-2000, 2012.

MATEJU, V.; CIZINSKA, S.; KREJCI, J.; JANOCH, T. *Biological water denitrification review*. Enzyme and microbial technology, v. 14, p. 170 – 183. 1992.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse*. New York: McGraw - Hill Book, 2003. 1815p.

MIELE, M.; MACHADO, J. S. *Panorama da carne suína brasileira. Agroanalysis*, v. 30, p. 36-42, 2010.

MIRANDA, C. R., MIELE, M. *Suinocultura e Meio Ambiente em Santa Catarina: Indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. – (Documentos/Embrapa Suínos e Aves, ISSN 0101-6245; 120), 2009.

MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M.C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. *Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: Effect of organic matter content on process performance*. Bioresource Technology, v. 100, p. 2171-2175, 2009.

MOSQUERA-CORRAL, A.; GONZÁLEZ, F.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. *Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds*. Process Biochemistry, v. 40, p. 3109-3118, 2005.

MULDER A. *et al.* *Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor*. FEMS Microbiology Ecology, v. 16, p. 177-184, 1995.

NI, S.Q.; NI, J.Y; HU, D.L.; SUNG, S. *Effect of organic matter on the performance of granular Anammox process*. Bioresource Technology, v. 110, p. 701-705, 2012.

OLIVEIRA, P. A. V. de; NUNES, M. L. A. *Sustentabilidade Ambiental da Suinocultura*. Anais: Seminário Internacional sobre Produção, Mercado e Qualidade da Carne de Suínos. Florianópolis – SC: Gessuli Agribusiness e Embrapa Suínos e Aves, 8 e 9 de maio de 2002.

OLIVEIRA, P. A. V.; NUNES, M. L. A.; KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; SCHIERHOLT NETO, G.F. *Utilização de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos*. In: Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos. Anais... Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.). *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M.; NUNES, M. L. A. *Emissão de gases na suinocultura que provocam o efeito estufa*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. *Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos*. Documento n. 114. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. *Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos*. Documento n. 115. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

ORHON, D.; ARTAN, N. *Modelling of Activated Sludge Systems*. Lancaster (Pensylvania USA): Technomic Publishing Company, 1994.p.187.

PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T.S.A.; STANGE, F.; MÜLLER, R.A.; KÖSER, H. *New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review*. Engineering in Life Sciences, v.7, n. 1, p. 13-15, 2007.

PAYNE, W. J. *Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms*. Bacteriological Reviews, v.37, p. 409-452, 1973.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. de; NONES, K. *Produção de Suínos e Meio Ambiente*. In: IX Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. Gramado, RS, 2001.

PLAZA ,E.; TRELA ,J.; GUT , L.; LÖWÉN, M.; SZATKOWSKA, B. *Deammonification process for treatment of ammonium rich wastewater*. Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden, 2003.

PRA, M. C. de; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; PERONDI, T.; CHINI, A.. *Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using partial nitrification process*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v. 87, p. 1641-1647, 2012.

PRA, M. C. de. *Estabelecimento e estudo cinético do processo de desamonificação utilizando-se um reator único para remoção de nitrogênio à temperatura ambiente*. Dissertação de Mestrado. Departamentode Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. *Environmental biotechnology: principles and applications*. New York: McGraw Hill Book Co, 2001.

ROTTTHAUWE, J.H.; WITZEL, K.P.; LIESACK, W. *The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations*. Appl. Environ. Microbiol., v. 63, p. 4704-4712, 1997.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. *Nitrification with high accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration*. Water Research, v. 37, p. 1371-1377, 2003.

RUIZ, G.; JEISON, D.; RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R. *Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters*. Bioresource Technology, v. 97, p. 330-335, 2006.

RYSGAARD, S.; GLUD, R.N.; RISGAARD-PETERSEN, N.; DALSGAARD, T. *Denitrification and Anammox activity in Arctic marine sediments*. Limnol. Oceanogr., vol. 49, n. 5, p. 1493-1502, 2004.

SAMBROOK, J.; RUSSEL, D.W. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. 3.ed. Cold Spring Harbor Laboratory Press, New York, 2001.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SCHIERHOLT NETO, G. F. *et al. Análise por injeção em fluxo para determinação de nitrato e nitrito em amostras de águas e dejetos de animais*. In: XI Encontro Nacional sobre Metodologias de Laboratório da Embrapa. Anais. Concórdia: EMBRAPA, p. 35-35, 2006.

SCHIERHOLT NETO, G. F. *Desenvolvimento de uma Flora de Microrganismos Oxidadores Anaeróbios de Amônia Utilizando Inóculo Proveniente de Dejetos de Suínos*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

SCHEEREN, M.B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; DRESSLER, V.L. *O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n° 12, p. 1289-1297, 2011.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; CIRPUS, I.; STROUS, M.; BOCK, E.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *Aerobic and Anaerobic Ammonia Oxidizing Bacteria – Competitors or Natural Partners?* FEMS Microbiology Ecology, v. 39, p. 175-181, 2002.

SCHMID, M.C.; HOOPER, A.B.; KLOTZ, M.G.; WOEBKEN, D.; LAM, P. KUYPERS, M.M.M.; POMMERENING-ROESER, A.; OP DEN CAMP, H.J.M.; JETTEN, M.S.M. *Environmental detection of octahaem cytochrome c hydroxylamine/hydrazine oxidoreductase genes of aerobic and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria.* Environmental Microbiology, v. 11, n.10, p. 3140–3149, 2008.

SCHMIDELL, W. Capítulo 14: *Agitação e Aeração em Biorreatores.* In: SCHMIDELL, W.; LIMA, U.A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. *Biotecnologia Industrial.* São Paulo, Edgard BlücherLtda, vol. 2, 2001.

SCHMIDELL, W.; REGINATTO, V.. Capítulo VI.2. *Processos de eliminação de nitrogênio.* In: SCHMIDELL, W.; SOARES, H. M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; BERTOLA, N.C.; CONTRERAS, E. M. *Tratamento biológico de águas residuárias.* Florianópolis, 2007.

SLIEKERS, A.O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMEZ, J.L.; STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor.* Water Research, v. 36, p. 2475-2482, 2002.

STROUS, M.; GERVEN, E.; KUENEN, G.; JETTEN, M. *Effects of Aerobic and Microaerobic Conditions on Anaerobic Ammonium-Oxidizing (Anammox) Sludge.* Applied and Environmental Microbiology, v. 63, n. 6, p. 2446-2448, 1997.

STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms.* ApplMicrobiolBiotechnol, v. 50, p. 589-596, 1998.

STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *Key physiology of anaerobic ammonium oxidation*. Appl Environ Microbiol, v.65, p.3248-3250, 1999.

THIRD, K.A.; SLIEKERS, A.O.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M.. *The CANON System (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under Ammonium Limitation: Interaction and Competition between Three Groups of Bacteria*. Systematic and Applied Microbiology, v. 24, p. 588-596, 2001.

UDERT, K.M.; KIND, E.; TEUNISSEN, M.; JENNI, S.; LARSEN, T.A. *Heterotrophic growth on nitrification/anammox in a single sequencing batch reactor*. Water Science & Technology, v. 58, n. 2, p. 277-283, 2008.

USDA/USEPA. *Unified National Strategy for Animal Feeding Operations*, Washington, March 9, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/finafost.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2013.

VAN DE GRAAF, A.A.; MULDER, A.; de BRUIJN, P.; JETTEN, M.S.M.; ROBERTSON, L.A.; KUENEN, J.G. *Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process*. Appl. Environ. Microbiol., n. 61, p. 1246-1251, 1995.

VAN DE GRAAF, A. A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M.; KUENEN, J. G. *Autotrophic Growth of Anaerobic Ammoniumoxidizing Micro-organisms in a Fluidized Bed Reactor*. Microbiology, v.142, p.2187-2196, 1996.

VAN DE GRAAF, A. A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M.; KUENEN, J. G. *Metabolic Pathway of Anaerobic Ammonium Oxidation on the Basis of ¹⁵N Studies in a Fluidized Bed Reactor*. Microbiology, v.143, p.2415-2421, 1997.

VAN DONGEN, L. G. J. M.; JETTEN, M. S. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *The Combined SHARON/ANAMMOX Process*. Stowa: Foundation for Applied Water Research. IWA Publishing. London, 2001.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. *O comportamento do sistema delodo ativado: teoria e aplicações para projeto e operação*. Universidade Federal da Paraíba, 1999.

VAN HULLE, S.W.H.; VANDEWEYER, H.J.P.; MEESSCHAERT, B.D.; VANROLLEGHEM, P.A.; DEJANS, P.; DUMOULIN, A. *Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams*. Chemical Engineering Journal, v. 162, p. 1-20, 2010.

VANOTTI, M.B. *Evaluation of environmentally superior technology: Swine waste treatment system for elimination of lagoons, reduced environmental impact, and improved water quality*. USDA-ARS.56 p. 2004.

VANOTTI, M.; MARTINEZ, J.; MAGRÍ, A.; SZÖGI, A.; FUJII, T. *Streamlined Ammonia Removal from Wastewater Using Biological Deammonification Process*. 2012. In: Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering CIGR-Ageng, July 8-12. Valencia, Spain, 2012.

VÁZQUEZ-PADÍN, J.R.; POZO, M.J.; JARPA, M.; FIGUEROA, M.; FRANCO, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. *Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR*. Journal os Hazardous Materials, v. 166, p. 336-341, 2009.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; ESTEVES, P. A.; BAUERMAN, F.V.; FURUKAWA, K.; FUJII, T.; ANTÔNIO, R. V.; VANOTTI, M. *Bacterial Biodiversity from an Anaerobic up Flow Bioreactor with ANAMMOX Activity Inoculated with Swine Sludge*. Braz. Arch. Biol. Technol. v. 54 n. 5: p. 1035-1041, 2011.

VOGEL, A. I. *Análise Inorgânica Quantitativa*. 4.a ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1981.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Vol. 2. Editora FCO. UFMG. Belo Horizonte. Minas Gerais. 1996.

WANG, C.C.; LEE, P.H.; KUMAR, M.; HUANG, Y.T.; SUNG, S., LIN, J.G. *Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant*. Journal of Hazardous Materials, v. 175, p 622–628, 2010.

WIESMANN, U.; CHOI, I. S.; DOMBROWSKI, E. M. *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*. Berlin: Wiley-Vch. 2007.

WINKLER, M.K.H.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Integration the anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperature*. Water Research, v. 46, p. 136-144, 2012.

ZHANG, Z. LI, Y.; CHEN, S.; WANG, S.; BAO, X. *Simultaneous nitrogen and carbon removal from swine digester liquor by Canon process and denitrification*. Bioresource Technology, v. 114, p. 84-89, 2012.

ZHU, G.; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S.. *Biological Removal of Nitrogen from Wastewater*. Rev. Environ. Contam. Toxicol., v. 192, p. 159-195, 2008.

ZUBROWSKA-SUDOL, M.; YANG, J.; TRELA, J.; PLAZA, E.. *Evaluation of deammonification process performance at different aeration strategies*. Water Science & Technology, v. 63, n. 6, p. 1168-1176, 2011.

9 APÊNDICE A - Dados de monitoramento do Reator A

DIAS	pH reator	OD ON	OD OFF	Qar (mL.min ⁻¹)	T (°C)	ALIMENTAÇÃO			SAÍDA			FA NH3 (mg/L)	FNA HNO2 (mg/L)		
						N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)	N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)			N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)
0	8,33	1,80	0,84	50,00	26,20										
1	8,52	0,59	0,29	20,00	26,20	282,44	0,04	0,59	2028,50	211,24	19,67	7,00	1655,20	256,51	1,41E-15
2	8,49	0,58	0,20	20,00	26,20	287,16	-0,01	0,73	2079,20	222,95	14,00	5,33	1770,10	270,72	1,00E-15
3	8,46	0,52	0,21	20,00	26,70	253,79	0,04	0,60	2048,80	183,31	25,50	3,00	1714,30	222,59	1,80E-15
6	8,42	0,45	0,21	20,00	26,30	277,65	0,03	1,11	2281,80	214,26	44,33	3,95	1908,60	260,17	3,17E-15
7	8,39	0,98	0,56	10,00	26,00	302,94	0,08	1,47	2241,30	216,88	49,30	1,70	1857,90	226,27	3,55E-05
8	8,36	0,47	0,16	10,00	26,60	299,41	0,00	0,00	2261,60	214,26	54,90	2,62	1812,30	224,85	3,89E-05
9	8,36	0,68	0,28	10,00	26,20	317,24	0,00	0,00	2276,80	232,54	60,93	3,47	1812,30	243,09	4,36E-05
10	8,35	0,49	0,27	10,00	25,00	289,47	0,90	0,00	2472,80	202,28	74,93	11,27	1868,90	208,87	5,54E-05
13	8,29	0,42	0,23	10,00	26,20	310,39	0,00	0,52	2372,90	224,48	76,90	4,77	1777,10	234,66	5,51E-05
14	8,29	0,62	0,33	10,00	26,30	283,96	0,00	0,00	2372,90	207,27	67,53	2,57	1807,70	216,88	4,83E-05
15	8,30	0,31	0,11	10,00	25,70	278,36	2,47	0,00	2361,60	203,18	69,03	0,00	1792,90	211,33	5,01E-05
16	8,15	0,42	0,14	10,00	25,20	271,78	0,19	0,46	2331,00	195,25	63,27	0,00	1790,40	202,03	4,65E-05
17	8,27	0,38	0,22	10,00	24,70	312,59	0,29	0,46	2298,70	204,75	64,27	0,00	1751,20	210,73	4,79E-05
20	8,32	0,30	0,13	10,00	24,50	289,97	0,22	0,04	2257,90	203,94	56,77	0,00	1781,90	209,44	4,25E-05
22	8,36	0,37	0,20	10,00	24,90	275,29	0,40	0,58	2274,90	191,49	49,63	12,40	1736,80	197,51	3,68E-05
24	8,18	0,35	0,21	10,00	24,00	293,23	0,14	0,82	2320,80	227,90	42,93	8,60	1889,80	232,73	3,26E-05
27	8,30	0,30	0,14	10,00	26,20	289,78	0,17	0,91	2300,40	220,51	48,80	11,93	1838,80	230,51	3,50E-05
31	8,43	0,30	0,17	10,00	25,00	271,09	6,38	0,00	2195,90	213,72	49,60	0,00	1785,30	220,68	3,66E-05
34	8,30	0,32	0,10	10,00	25,00	266,90	1,23	0,00	2285,10	190,13	63,00	0,00	1754,70	196,32	4,65E-05

10 APÊNDICE B - Dados de monitoramento do Reator B

DIAS	pH reator	OD ON	OD OFF	Qar (mL/mln)	T (°C)	ALIMENTAÇÃO				SAÍDA				FA NH3 (mg/L)	FNA HNO2 (mg/L)	
						N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade de mgCaCO3/L	N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade de mgCaCO3/L			
0																
1	8,15	0,80	0,18	40,00	25,80	219,15	0,29	0,37	1581,20	97,95	7,10	5,00	884,10	0,00	0,00E+00	
2	8,24	0,81	0,21	40,00	25,40	228,15	1,24	0,00	1615,20	115,07	9,27	0,80	1088,20	12,89	3,90E-04	
3	8,16	0,55	0,14	40,00	24,80	228,15	0,09	0,32	1598,20	115,07	8,53	5,40	1122,20	10,47	4,38E-04	
6	8,06	0,52	0,14	40,00	21,70	219,15	0,12	0,55	1581,20	97,95	28,90	3,00	1071,20	5,81	2,03E-03	
7	8,16	0,40	0,10	40,00	23,80	185,99	0,06	0,74	1598,20	82,80	15,47	3,77	1037,10	7,05	8,16E-04	
8	8,07	0,41	0,09	40,00	24,30	193,30	0,28	4,82	1598,20	63,60	72,40	54,00	1003,10	4,61	4,64E-03	
9	8,11	0,38	0,09	40,00	25,40	198,99	0,36	5,25	1530,20	63,23	80,63	51,37	979,30	5,38	4,58E-03	
10	8,09	0,48	0,08	40,00	25,30	198,20	0,19	4,93	1598,20	60,42	79,77	60,30	969,10	4,89	4,75E-03	
14	8,11	0,48	0,12	30,00	24,90	182,16	0,22	1,96	1598,20	63,32	23,37	26,43	969,10	5,21	1,34E-03	
15	8,12	0,20	0,07	30,00	28,40	207,81	0,30	0,63	1564,20	61,17	16,30	17,27	952,10	6,46	8,37E-04	
16	7,96	0,29	0,08	30,00	28,30	224,87	0,50	0,57	1564,20	54,34	17,07	15,07	918,10	4,05	1,27E-03	
17	7,95	0,27	0,07	30,00	28,10	207,81	0,16	0,48	1292,30	56,53	12,43	17,07	791,30	4,07	9,52E-04	
18	7,85	0,30	0,06	30,00	27,80	207,81	0,30	0,81	1287,20	50,22	13,10	19,47	801,40	2,85	1,27E-03	
20	7,97	0,28	0,06	30,00	24,90	192,04	1,08	1,64	1326,30	48,28	14,23	23,10	787,50	2,93	1,13E-03	
21	7,95	0,25	0,06	30,00	26,90	209,35	2,35	0,01	1356,60	45,54	10,53	11,70	776,10	3,03	8,31E-04	
22	7,87	0,29	0,07	30,00	26,20	178,30	2,89	0,00	1356,60	40,37	10,57	13,17	772,30	2,15	1,02E-03	
23	7,89	0,38	0,11	30,00	28,10	181,75	3,97	0,00	1340,20	38,78	9,83	13,53	772,30	2,45	8,64E-04	
24	7,85	0,22	0,08	30,00	28,40	181,75	5,56	1,25	1219,10	40,44	10,17	15,63	725,60	2,389181	9,73E-04	
27	7,75	0,20	0,12	30,00	25,00	189,29	11,75	0,27	1210,20	37,29	15,47	24,80	685,30	1,401964	2,03E-03	
28	8,00	0,26	0,16	30,00	27,30	188,11	13,45	0,00	1317,50	28,24	9,07	22,03	706,70	2,149632	6,32E-04	
29	8,01	0,20	0,12	30,00	25,90	181,11	0,86	0,61	1104,20	62,63	11,37	17,40	966,70	4,439194	8,02E-04	
30	8,01	0,28	0,12	30,00	24,60	210,78	1,99	0,07	1388,20	88,11	13,07	17,10	1066,40	5,721791	9,54E-04	
31	8,01	0,30	0,00	30,00	26,00	206,93	3,98	0,00	1528,30	86,70	13,33	17,57	1044,90	6,186472	9,38E-04	
34	7,99	0,31	0,07	30,00	26,90	200,93	3,28	0,00	1525,70	76,67	17,10	17,03	988,10	5,562233	1,23E-03	
35	7,97	0,34	0,13	30,00	27,30	196,48	5,60	4,85	1448,80	78,52	11,33	13,73	985,60	5,601454	8,46E-04	
36	7,82	0,37	0,03	30,00	28,00	168,63	8,96	0,40	1304,90	51,58	11,57	18,20	894,70	2,777986	1,20E-03	
37	7,83	0,35	0,08	30,00	28,50	162,31	14,04	0,09	1181,20	35,19	11,37	15,20	758,50	2,003085	1,14E-03	
38	7,80	0,15	0,04	30,00	28,60	190,79	25,04	0,44	898,50	67,92	12,20	14,47	604,00	3,643639	1,30E-03	
43	8,00	0,40	0,18	30,00	24,00	199,27	3,30	0,00	1329,60	63,69	8,80	0,00	823,30	3,88475	6,67E-04	
44	7,84	0,22	0,03	30,00	24,80	191,83	4,32	0,00	1203,00	59,02	8,07	0,33	793,20	2,673513	8,66E-04	
45	7,97	0,18	0,06	30,00	27,00	185,40	5,76	0,70	1337,10	64,20	0,87	0,10	875,90	4,48967	6,54E-05	

DIAS	pH reator	OD ON	OD OFF	Qar (mL/min)	T (°C)	ALIMENTAÇÃO				SAÍDA				FA NH3 (mg/L)	FNA HNO2 (mg/L)
						N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)	N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)		
46	7,88	0,19	0,05	30,00	28,30	187,63	6,83	0,66	1324,60	66,02	7,10	3,53	899,70	4,137404	6,35E-04
48	7,88	0,37	0,07	30,00	24,60	182,47	11,76	1,59	1150,40	54,08	6,97	1,80	807,00	2,639938	6,86E-04
50	7,80	0,19	0,08	30,00	24,60	165,92	21,12	0,26	1084,70	36,64	12,17	15,60	753,10	1,487484	1,44E-03
51	7,89	0,23	0,04	30,00	24,60	189,20	1,09	0,04	1140,20	50,69	10,27	19,00	751,90	2,529722	9,88E-04
52	7,89	0,17	0,02	30,00	25,80	186,30	4,94	0,82	1216,90	47,28	11,43	19,43	755,40	2,561038	1,07E-03
56	7,88	0,35	0,06	30,00	25,50	198,14	1,76	0,13	1246,50	24,32	9,20	34,90	585,50	1,262631	8,85E-04
57	7,95	0,35	0,07	30,00	27,30	181,39	1,91	0,00	1231,10	66,20	11,47	5,13	790,80	4,521976	8,96E-04
58	7,84	0,37	0,00	30,00	25,70	172,37	6,49	0,00	1251,20	86,44	14,57	12,03	900,60	4,164868	1,53E-03
59	7,82	0,19	0,12	30,00	25,30	207,27	2,08	0,00	1310,20	68,48	19,47	12,53	744,80	3,071292	2,16E-03
62	7,84	0,25	0,00	30,00	25,20	170,44	1,25	0,50	1117,80	36,19	5,20	23,23	708,20	1,685049	5,52E-04
63	7,92	0,22	0,13	30,00	24,90	197,96	38,23	0,00	1290,10	51,72	13,80	34,07	735,40	2,814777	1,23E-03
64	7,70	0,25	0,09	30,00	23,70	193,33	2,72	0,71	1284,20	42,63	18,80	36,83	656,30	1,308842	2,87E-03
65	7,84	0,31	0,01	30,00	27,30	188,06	4,48	0,98	1283,20	52,75	7,93	18,00	742,40	2,832656	7,98E-04
66	7,70	0,28	0,09	30,00	25,90	192,62	7,15	0,86	1251,20	35,45	8,20	20,60	656,30	1,268437	1,18E-03
69	7,92	0,60	0,09	30,00	24,60	192,62	5,31	0,14	1264,20	43,69	9,97	12,73	708,20	2,329474	8,95E-04
70	7,87	0,17	0,02	30,00	27,30	190,15	7,71	0,20	1348,60	61,08	8,50	3,70	796,30	3,503475	7,99E-04
71	7,91	0,35	0,06	30,00	27,30	186,43	10,37	0,29	1299,30	44,86	9,17	2,60	733,10	2,808565	7,86E-04
72	7,82	0,23	0,07	30,00	25,70	185,44	6,43	0,68	1363,80	33,42	6,70	11,63	695,10	1,540527	7,36E-04
73	7,84	0,35	0,00	30,00	27,30	182,52	6,10	0,63	1328,40	44,85	3,77	11,47	768,50	2,408429	3,80E-04
77	7,89	0,38	0,08	30,00	25,70	224,15	4,91	0,00	1409,30	66,76	8,70	4,37	772,20	3,591742	8,13E-04
78	7,83	0,13	0,06	30,00	25,80	206,27	1,96	0,00	1368,80	61,68	14,37	10,43	768,50	2,926779	1,54E-03
79	7,87	0,21	0,06	30,00	27,30	225,94	1,86	0,00	1432,00	53,49	10,67	11,07	774,80	3,3068122	1,00E-03
80	7,89	0,28	0,00	30,00	25,70	227,36	0,35	0,00	1478,80	62,20	9,83	6,80	831,60	3,309783	9,30E-04
83	7,80	0,32	0,12	30,00	25,40	214,43	12,54	0,00	1300,60	36,58	11,00	15,33	821,50	1,580189	1,27E-03
84	7,84	0,35	0,06	30,00	27,30	194,71	2,63	0,60	1358,70	38,26	8,03	12,33	765,90	2,054548	8,08E-04
85	7,80	0,20	0,00	35,00	25,00	195,48	5,06	7,13	1372,60	29,42	9,27	17,43	613,00	1,236373	1,09E-03
86	7,84	0,21	0,06	35,00	25,80	192,90	8,87	1,14	1284,00	36,43	15,32	15,21	666,30	1,767298	1,60E-03

DIAS	pH reator	OD ON	OD OFF	Qar (mL/min)	T (°C)	ALIMENTAÇÃO					SAÍDA			FA NH3 (mg/L)	FNA HNO2 (mg/L)
						N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)	N-NH3 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCO3/L)		
87	7,91	0,17	0,00	35,00	25,50	202,89	3,82	0,69	1416,30	42,89	12,73	16,97	678,40	2,378718	1,14E-03
90	7,87	0,35	0,02	35,00	27,30	202,13	3,30	4,79	1331,30	35,99	10,97	20,33	691,70	2,064343	1,03E-03
92	7,91	0,35	0,06	35,00	25,70	192,29	3,81	2,07	1342,20	44,14	11,62	15,08	787,60	2,481506	1,04E-03
94	7,87	0,28	0,06	35,00	25,30	190,96	2,41	0,64	1284,00	42,55	6,43	14,52	754,90	2,131592	6,36E-04
97	7,87	0,30	0,05	35,00	27,30	188,00	2,37	3,39	1286,40	28,92	7,22	17,37	679,60	1,658816	6,78E-04
98	7,76	0,27	0,00	35,00	25,70	187,91	12,93	1,66	1210,00	20,92	5,48	14,80	540,00	0,844028	6,91E-04
99	7,87	0,31	0,01	35,00	27,30	206,49	12,81	1,77	1316,70	49,63	13,07	16,52	683,30	2,846717	1,23E-03
100	7,89	0,21	0,00	35,00	27,30	203,27	2,26	2,02	1385,90	64,82	7,75	12,53	730,60	3,842277	7,08E-04
101	7,88	0,28	0,00	35,00	25,40	191,38	6,07	0,00	1331,30	59,98	16,62	0,00	740,30	3,092844	1,60E-03
104	7,85	0,43	0,05	35,00	25,80	182,70	21,34	0,00	1273,10	45,23	11,03	10,48	597,10	2,243227	1,13E-03
105	7,83	0,34	0,01	35,00	25,50	185,19	3,52	1,63	1384,70	63,28	19,28	1,33	799,80	2,941734	2,08E-03
106	7,84	0,36	0,02	35,00	25,40	185,61	6,16	1,33	1345,90	61,58	22,45	8,73	814,30	2,906813	2,37E-03
107	7,82	0,37	0,05	35,00	25,00	175,28	9,89	3,68	1467,20	68,57	33,65	2,97	776,70	3,012543	3,76E-03
108	7,97	0,19	0,00	35,00	24,70	195,88	2,77	2,49	1489,10	88,90	31,35	2,00	881,10	5,326156	2,50E-03
111	7,78	0,32	0,01	20,00	25,00	184,38	4,27	3,69	1467,20	66,70	35,67	10,28	754,90	2,681079	4,37E-03
112	7,75	0,21	0,00	20,00	25,80	200,23	9,37	0,00	1491,50	78,47	27,23	0,43	779,10	3,117553	3,50E-03
113	7,72	0,37	0,00	20,00	25,50	210,75	2,76	0,96	1229,40	64,96	27,85	2,82	814,30	2,364391	3,87E-03
114	7,70	0,41	0,05	20,00	25,40	203,41	5,12	3,90	1297,30	67,57	47,65	2,20	776,70	2,335655	6,95E-03

11 APÊNDICE C - Relação COT vs DQO e CI vs Alcalinidade Total

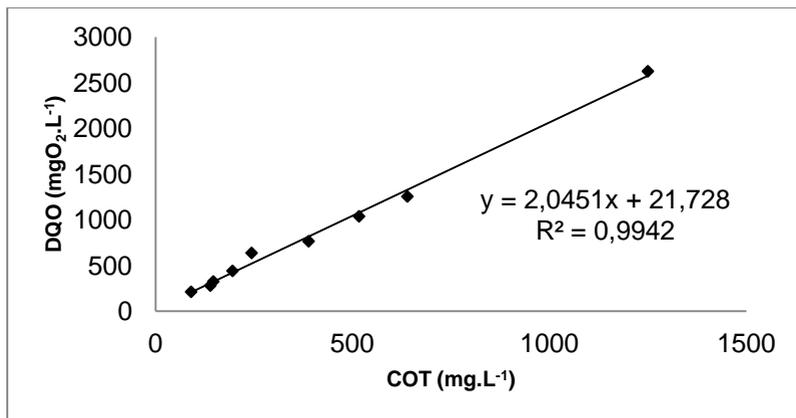


Figura 27 - Regressão linear entre os dados experimentais para DQO e COT.

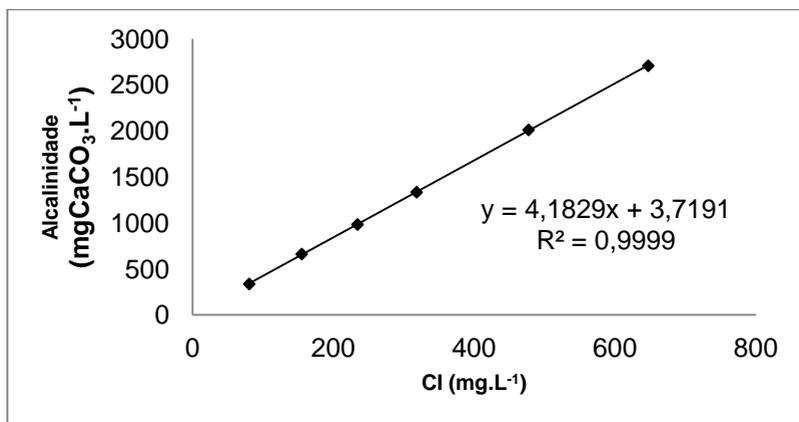


Figura 28 - Regressão linear entre os dados experimentais para CI e Alcalinidade total.

12 APÊNDICE D – Avaliação da influência da matéria orgânica no processo de desamonificação

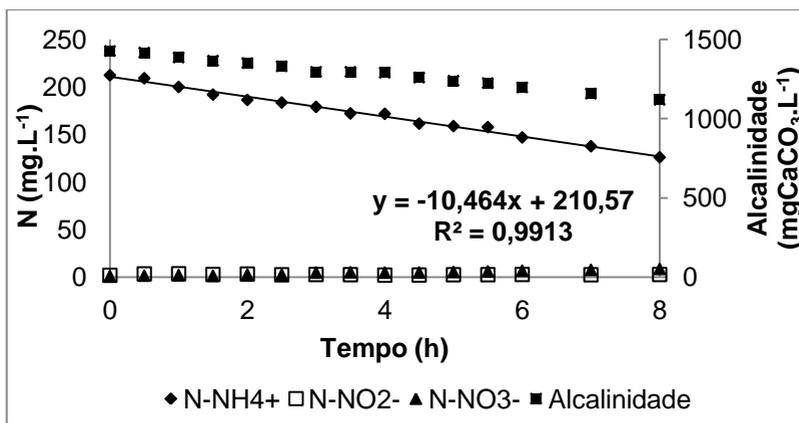


Figura 29 – Acompanhamento das formas nitrogenadas e da alcalinidade total nos testes com adição de matéria orgânica para a relação C/N = 0 mgCOT.mgN⁻¹.

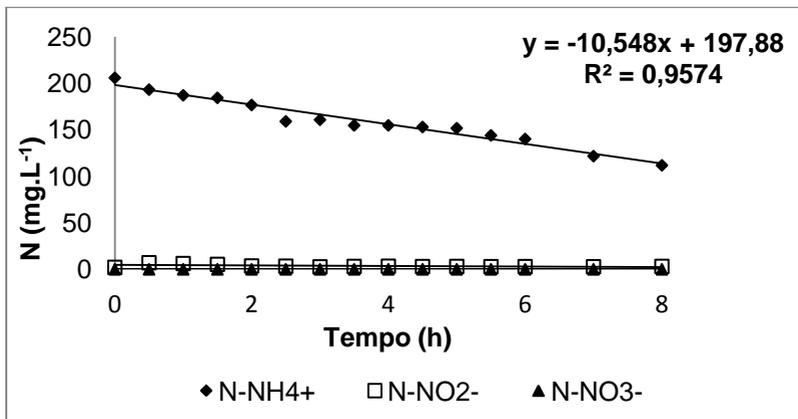


Figura 30 – Concentração das formas nitrogenadas nos testes com adição de matérias orgânica para a relação $\text{C/N} = 0,3\text{mgCOT.mgN}^{-1}$.

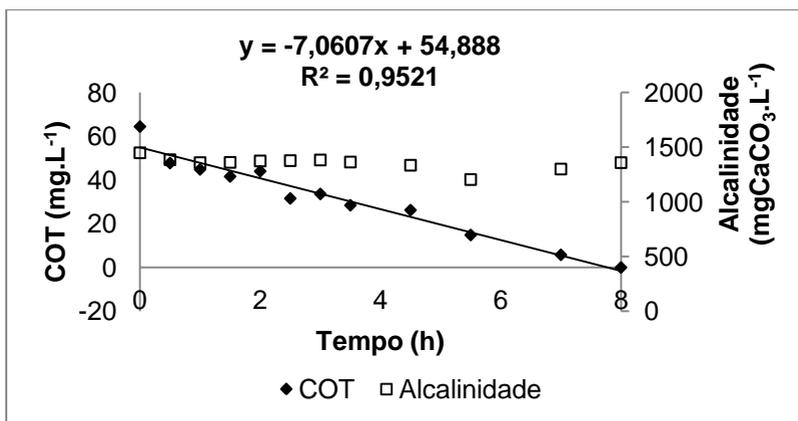


Figura 31 – Consumo de COT e alcalinidade total paraa relação $\text{C/N} = 0,3\text{mgCOT.mgN}^{-1}$.

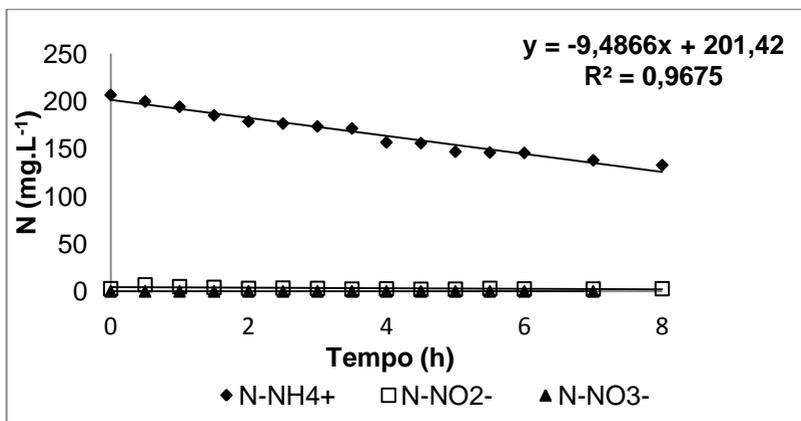


Figura 32 – Concentração das formas nitrogenadas nos testes com adição de matérias orgânica para a relação C/N = 2,0mgCOT.mgN⁻¹.

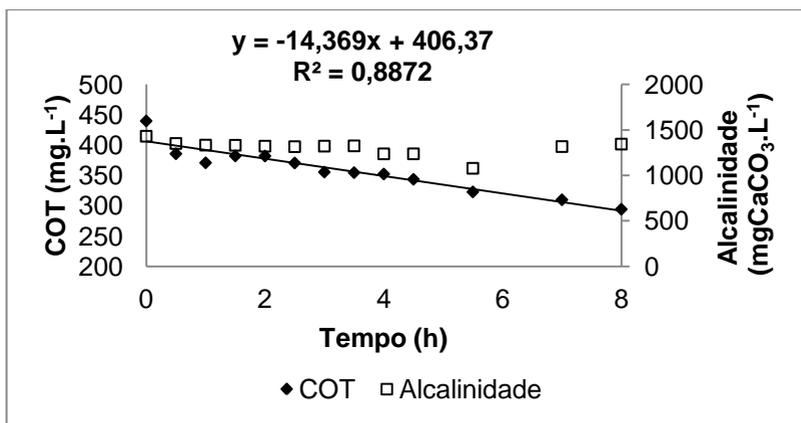


Figura 33 – Consumo de COT e alcalinidade total paraa relação C/N = 2,3mgCOT.mgN⁻¹.

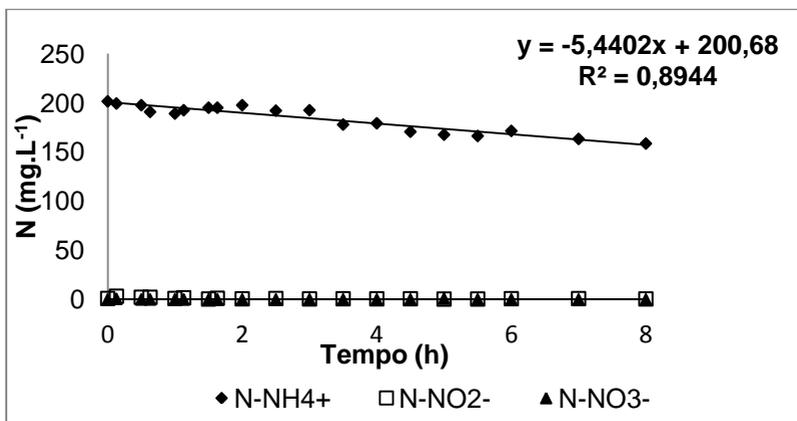


Figura 34 – Concentração das formas nitrogenadas nos testes com adição de matérias orgânica para a relação C/N = 3,5mgCOT.mgN⁻¹.

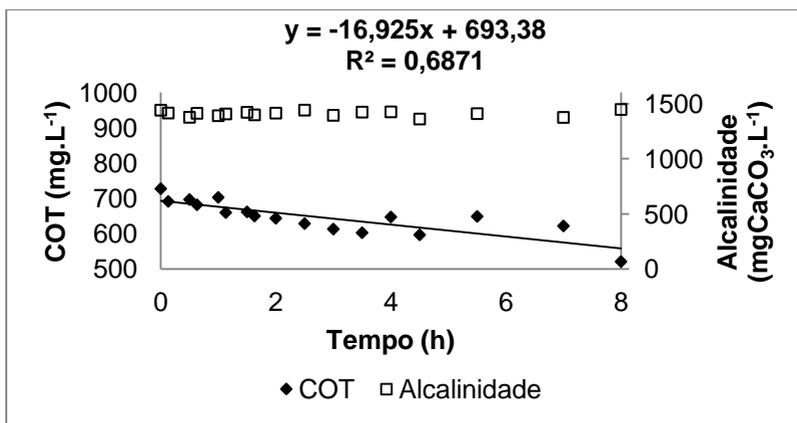


Figura 35 – Consumo de COT e alcalinidade total para a relação C/N = 3,5mgCOT.mgN⁻¹.

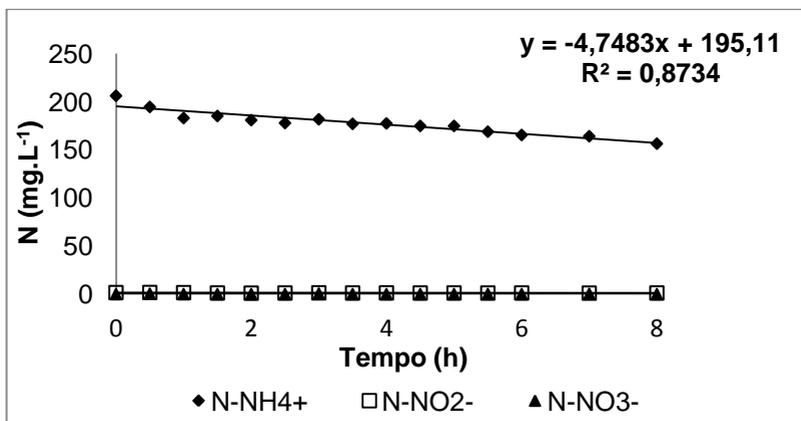


Figura 36 – Concentração das formas nitrogenadas nos testes com adição de matérias orgânica para a relação C/N = 4,3mgCOT.mgN⁻¹.

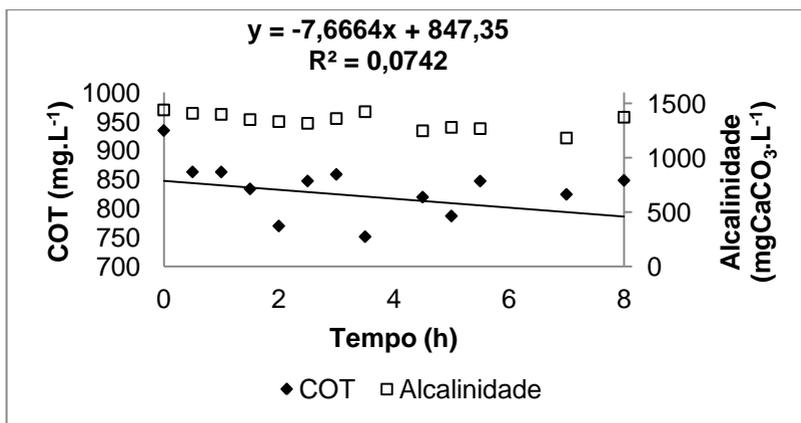


Figura 37 – Consumo de COT e alcalinidade total paraa relação C/N = 4,3mgCOT.mgN⁻¹.

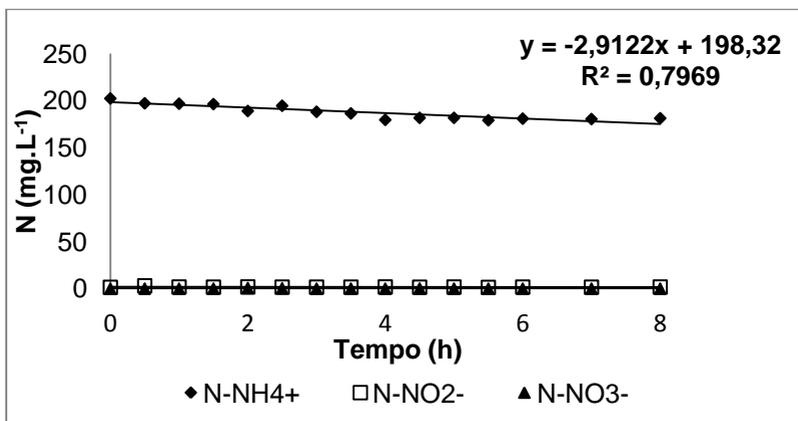


Figura 38 – Concentração das formas nitrogenadas nos testes com adição de matérias orgânica para a relação C/N = 5,1mgCOT.mgN⁻¹.

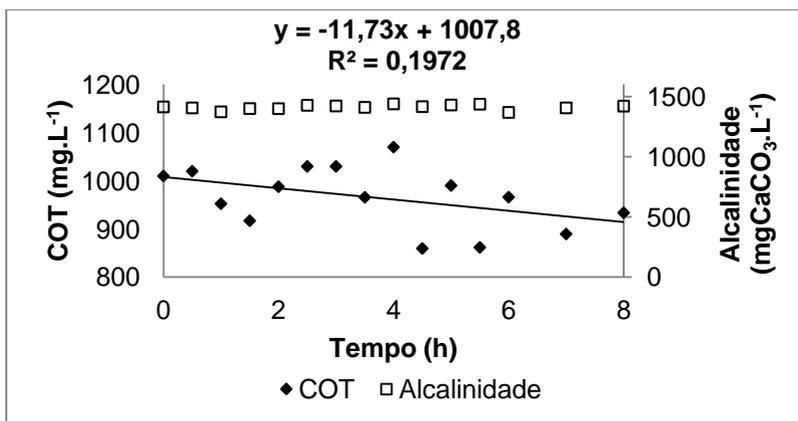


Figura 39 – Consumo de COT e alcalinidade total paraa relação C/N = 5,1mgCOT.mgN⁻¹.